

Universita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí



DIPLOMOVÁ PRÁCE

Modelování vlivu prostorové heterogenity výsypek na rozvoj půdy a vegetace

Spatial heterogeneity of heaps and plant and soil development

Zpracovala: V. Z. Harmáčková

Vedoucí práce: doc. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.

srpen 2011

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze, dne 15.8.2011

Veronika Zuzana Harmáčková

Na tomto místě bych ráda poděkovala panu docentu Janu Frouzovi za vedení diplomové práce a pomoc při jejím zpracování. Dále bych chtěla poděkovat za možnost využití laboratoře GIS Ústavu pro životní prostředí. Za podporu děkuji rodině a příteli.

Abstrakt

Prostorová heterogenita je významným ekologickým faktorem, ovlivňujícím druhovou diverzitu společenstev. Cílem této práce bylo popsat prostorovou heterogenitu důlní výsypky a objasnit vztah topografie terénu k pH půdy na jednotlivých mikrostanovištích, k uchycení dřevité vegetace a transportním procesům (erozi půdy). Výzkum byl prováděn na důlní výsypce na Sokolovsku, v západní části České republiky. Studijní lokalitu tvořila nerektifikovaná část výsypky, zarostlá spontánní vegetací, s charakteristickým mikroreléfem, tvořícím terénní vlny. V práci byl vytvořen detailní model mikroreliéfu a bylo zmapováno pH půdy na jednotlivých mikrostanovištích a rozmístění dřevité vegetace. Z výsledků vyplývá, že prostorová heterogenita mikroreliéfu výrazně ovlivňuje prostorovou heterogenitu půdních vlastností. Byly identifikovány tři hlavní zdroje prostorové heterogenity půdních vlastností: (1) vlastnosti uloženého substrátu, (2) lokální transport a (3) početnost dřevité vegetace. Dále bylo zjištěno, že prostorová heterogenita mikroreliéfu též ovlivňuje způsob uchycení vegetace a vede k nerovnoměrné distribuci stromů. Dřevitá vegetace má tendenci uchycovat se na severní, závětrné straně vln a na svazích s délkou blízkou 5 metrům a prudším sklonem. pH půdy na jednotlivých vlnách a mikrostano-
vištích je ovlivněno mikroreléfem i početností dřevité vegetace. Prostorová heterogenita mikroreliéfu má vliv na půdní erozi. V rámci plochy sice dochází k velkému přesunu půdy díky erozi, nicméně ztráty půdy mimo plochu jsou srovnatelné nebo spíše nižší, než u zarovnané plochy se stejným celkovým sklonem. Výsledky práce ukazují, že prostorová heterogenita podporuje spontánní zarůstání výsypek a může představovat způsob, jak snižovat ztráty půdy erozí.

Abstract

Spatial heterogeneity is an important ecological factor influencing the species diversity of a community. Research of spatial heterogeneity was carried at a spoil heap in a brown coal mining district near Sokolov, the Czech Republic. The study site was located in a non-reclaimed part of the spoil heap with a characteristic microrelief, consisting of terrain waves. This part of spoil heap has been overgrown by spontaneous vegetation. A detailed model of microrelief was made and soil pH of microhabitats and the distribution of wooden vegetation were mapped. The results suggest that spatial heterogeneity of the microrelief strongly influences the spatial heterogeneity of soil qualities. Three main sources of the spatial heterogeneity of soil qualities were identified: (1) the features of dumped substrate, (2) local transport and (3) the abundance of wooden vegetation. Spatial heterogeneity of microrelief also influences the way of vegetation establishment and leads to an irregular tree distribution. Wooden vegetation tends to establish at the north, leeward side of the wave and on the steeper slopes, the lengths of which are around 5 meters. Soil pH on individual waves and microhabitats is influenced by both microrelief and the number of wooden vegetation. Spatial heterogeneity of microrelief influences soil erosion. Inside of the study site, great amounts of soil are transported due to soil erosion, nevertheless, the soil loss to the outside of the site is comparable or lower than it would be at a leveled site with an equal total slope steepness. The results of this thesis suggest that spatial heterogeneity promotes spontaneous tree establishment at spoil heaps and may represent a way how to reduce the loss of soil caused by erosion.

Obsah

1	Úvod.....	7
2	Přehled literatury	8
2.1	Těžba uhlí a její vliv na životní prostředí.....	8
2.2	Rekultivace a sukcese jako způsoby obnovy těžební krajiny	9
2.3	Prostorová heterogenita, její příčiny a ekologické důsledky.....	12
2.4	Eroze, její význam na výsypkách a vztah k prostorové heterogenitě.....	15
3	Metody	19
3.1	Studijní lokalita	19
3.2	Sběr dat a analýza.....	22
3.2.1	Model mikroreliéfu	22
3.2.2	Prostorová heterogenita dřevité vegetace a pH půdy.....	23
3.2.3	Výpočet ztráty půdy erozí.....	25
3.2.4	Statistická analýza.....	25
4	Výsledky	27
4.1	Model mikroreliéfu	27
4.2	Prostorová heterogenita dřevité vegetace a pH půdy	29
4.2.1	Vliv mikrostanoviště na heterogenitu vegetace	29
4.2.2	Vliv sklonu a délky svahu na heterogenitu vegetace.....	30
4.2.3	Vliv mikroreliéfu na pH půdy.....	34
4.2.4	Vliv heterogenity vegetace na pH půdy.....	36
4.3	Výpočet ztráty půdy erozí	38
5	Diskuse.....	40
6	Závěry.....	43
7	Literatura.....	44

1 Úvod

Povrchová těžba hnědého uhlí je doprovázena výrazným narušováním životního prostředí. Jedním z důsledků povrchové těžby je vytváření výsypek, sloužících jako úložiště vytěžené hlušiny, které jsou však problematické jak z estetického, tak z ekologického hlediska. K navrácení výsypek do přírodě blízkého stavu je využíváno různých způsobů rekultivací.

Mezi rekultivačními technologiemi převažují technologie lesnické či zemědělské, lišící se ve způsobu, kterým je oblast výsypky dále využívána. V obou případech však rekultivace vede k homogenizaci krajiny, která je nutná pro mechanizované způsoby hospodaření. V důsledku homogenizace krajiny dochází ke sjednocení stanovišť, jehož výsledkem je snižování druhové diverzity. Alternativu k těmto rekultivačním technologiím představuje ponechání výsypky spontánnímu vývoji, při kterém zůstává zachována prostorová heterogenita prostředí.

Prostorová heterogenita je tvořena rozdílnými podmínkami, které mohou organismy využít v rámci daného prostoru, např. rozsah různých mikrostanovišť, mikroklimat, apod. (Towsend et al., 2008; Lundholm, 2009). Představuje významný rys ekologických systémů a umožňuje druhům s různými nároky na stanoviště existovat společně v jednom prostoru. Je proto pokládána za jeden z hlavních faktorů, vytvářejících druhovou diverzitu společenstev (Begon, 1990; Archibald, 2008; Schwinning, 1999; Palmer, 1994). Prostorová heterogenita výsypky tedy pravděpodobně ovlivňuje množství druhů, kterými je výsypka osídlena.

Cílem této práce bylo popsat topografii terénních vln na části nerekultivované výsypky a objasnit vztah topografie terénu k pH půdy na jednotlivých mikrostanovištích vln, k uchycení dřevité vegetace a transportním procesům (erozi půdy).

2 Přehled literatury

2.1 Těžba uhlí a její vliv na životní prostředí

Uhlí je hlavním energetickým zdrojem České republiky (Štýs, 1981) a jeho těžba v roce 2009 přesáhla 56 000 tun. Z toho 45 000 tun tvořilo hnědé uhlí (ČSÚ, 2010), které se vesměs těží povrchovým způsobem (Štýs, 1981).

Povrchová těžba hnědého uhlí je doprovázena rozsáhlým poškozováním krajiny, k němuž dochází v důsledku destrukce původních ekosystémů odtěžením či zasypáním (Frouz et al., 2008). Oblastí České republiky, nejvýrazněji postiženou povrchovou těžbou, jsou hnědouhelné pánve na severozápadě území (Štýs, 1981).

Při povrchovém způsobu těžby dochází k odkrytí nadložních horizontů, jejich transportu a depozici. Z těchto důvodů vznikají uvnitř či vně povrchových dolů vnitřní a vnější výsypky hlušiny, sloužící jako úložiště nadložního substrátu (Volný, 1985). Vnitřní výsypky v dole samém jsou výhodnější z hlediska rozsahu poškození okolní krajiny i nákladů na transport materiálu (Bejček et al., 2003), nicméně v řadě případů se nelze vzniku vnějších výsypek vyhnout (Štýs, 1981).

Výsypky se kromě polohy vůči samotnému dolu liší také tvarem, který je významný pro jejich stabilitu i následné využití. Tvarování výsypek probíhá již v době jejich vzniku vzhledem ke skutečnosti, že dodatečné tvarování výsypek je neúměrně náročné (Bejček et al., 2003). Vytěžená nadložní hlšina je na výsypky dopravována kolejovými či pásovými zakladači. Kolejové zakladače, používané v počátečních fázích zakládání výsypky, vytvářejí členitou prstovitou strukturu výsypky. Ve vrchních etážích je poté využívána technologie bočního postupu, při němž jsou použity pásové zakladače, které vytvářejí charakteristickou vlnitou strukturu mikroreliéfu. Tato struktura sestává z pravidelně se opakujících elevací a depresí (Štýs, 1981).

Materiál výsypek je tvořen směsí substrátu různého původu i stáří, výrazně odlišnou od půd v přírodní krajině (Bejček et al., 2003). Během nakládání s nadložními horninami a následné depozice na výsypky dochází ke změnám jejich mechanické, fyzikální, chemické i mineralogické skladby. Substrát tak získává specifické vlastnosti a vytvořené směsi zemin jsou značně nesourodé (Štýs, 1981). Rozdílnost kvality substrátů spočívá v jejich různorodé zrnitosti, obsahu jílu, chemismu a dalších vlastnostech (Jonáš, 1975). Vlastnosti substrátů, uložených na výsypkách, jsou často extrémní v porovnání s okolními půdami. Substráty výsypek se obvykle vyznačují extrémním zrnitostním složením, ovlivňujícím vodní režim půd, popř. vysokou salinitou, kyselostí či obsahem těžkých kovů (Bradshaw, 1997).

Z nasypaného substrátu se postupně v důsledku půdotvorných procesů utvářejí půdy. Rychlost vývoje půd na výsypkách je kromě vlastností substrátu ovlivněna více faktory, např. druhem vysazených dřevin, rozvojem vegetačního krytu či vzdáleností rekultivované plochy od okolní krajiny, obsahující společenstva půdních organismů (Frouz et al., 2006).

Výsypky představují nesporný negativní zásah do krajiny a mění ji jak z ekologického, tak z estetického hlediska (Sýkorová a Šťastný, 2008). Mohou však přinášet i pozitiva, např. přispívat ke vzniku speciálních stanovišť a poskytovat tak životní prostor ohroženým druhům rostlin a živočichů. Tato stanoviště se vyvíjejí převážně na nerektivovaných plochách, ponechaných spontánní sukcesi (Frouz et al., 2007).

2.2 Rekultivace a sukcese jako způsoby obnovy těžební krajiny

Větší část výsypek, vznikajících na území České republiky, je technologicky rekultivována. Tento přístup však doprovázejí vysoké finanční náklady a neumožňuje vznik přírodě blízkého ekosystému (Prach, 2009). Existuje více způsobů rekultivace, větší-

nou spadajících do některé z kategorií zemědělských, lesnických, hydričních a rekreačních rekultivací. Využití zemědělských a lesnických rekultivací však výrazně převažuje (Svoboda, 2000).

Při zemědělské rekultivaci jsou po navázce ornice či zúrodnitelných zemín používány meliorační rostliny, např. jeteloviny a trávy, které svou kořenovou hmotou a nadzemními orgány zúrodnují a aktivují rekultivované zeminy. Poté dochází k seti kulturních plodin. Proces je doplňován hnojením anorganickými i organickými hnojivy (Jůva et al., 1984; Bejček et al., 2003). Cyprisové jíly, tvořící převážnou část substrátu ukládaného na výsypkách na Sokolovsku, jsou však relativně úrodné a v některých případech nevyžadují navážku ornice před započítím rekultivace. Tento způsob rekultivace je však delší, protože aktivace půdy je při něm pomalejší (Frouz et al., 2007).

Lesnická rekultivace na Sokolovsku probíhá v pětiletém cyklu, sestávajícím z výsadby stromů, okopávání sazenic a dalších opatření. Prořezání porostu je prováděno po deseti letech od začátku cyklu. Významná je správně zvolená druhová skladba vysazovaných stromů vzhledem k podmínkám stanoviště i vhodná úprava výsypky před výsadbou (Bejček et al., 2003). Nejčastěji sázenými druhy dřevin jsou na výsypkách na Sokolovsku olše šedá (*Alnus incana*), dub letní a zimní (*Quercus robur*, *Quercus petraea*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*) či smrk ztepilý (*Picea abies*) (Frouz et al., 2007).

Alternativní přístup představuje přírodě bližší a ekonomicky méně nákladné využití spontánní sukcese (Prach, 2009). Základními principy sukcese jsou disturbance, migrace, uchycení, kompetice, reakce a stabilizace organismů (Glenn-Lewin et al., 1992). Společenstva v důsledku těchto hybných sil sukcese postupně procházejí proměnou od jednoduchých, pionýrských struktur ke složitým, tzv. klimaxovým strukturám (Pivnička, 1984). V klimaxovém stádiu sukcese je dosaženo ustáleného stavu s nejvyšším obje-

mem biomasy a nejvyšším počtem ekologických vztahů ve srovnání s ostatními obdobími průběhu sukcese (Begon et al., 1997).

Disturbance, tedy narušení ekosystému, vznikají působením řady faktorů a představují příčinu dynamické variability společenstva (Johnson a Miyanishi, 2007). Migrace organismů do disturbovaných oblastí závisí na zásobě druhů v krajině, přítomnosti migračních bariér, apod. (Sauer, 1998). Zásadní pro uchycení migrantů je přítomnost vhodných mikrostanovišť (Glenn-Lewin et al., 1992). Stanoviště je přítomnými organismy dále přetvářeno, což může vést ke změně podmínek a další kolonizaci novými druhy (Keddy, 2007).

Spontánní sukcese výsypek je výrazně závislá na místních podmínkách. Pro průběh sukcese je významné množství živin, kvalita a složení půdy, teplota, intenzita slunečního záření i druhové složení vegetace v okolí (Walker a del Moral, 2003). Extrémní vlastnosti substrátu a nadměrná eroze ztěžují uchycení rostlin (Grunwald et al., 1988).

Výsledkem spontánní sukcese je pestrý porost, plnící estetické i ekologické funkce. Takto vzniklý porost se tak liší od porostů, vytvářených umělými rekultivacemi (Prach, 2006), neboť na uměle rekultivovaných výsypkách často dochází ke vzniku druhově chudších společenstev. Tato společenstva často sestávají z konkurenčně silných druhů např. třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*), jejichž šíření podporují uměle vnesené živiny a organický materiál (Prach a Hobbs, 2008). Naproti tomu hlavními spontánními dřevinnými kolonizátory v prostředí výsypek na Sokolovsku jsou vrba jíva (*Salix caprea*), bříza bělokorá (*Betula pendula*) a topol osika (*Populus tremula*) (Frouz et al., 2008).

Značná část výsypek poskytuje vhodné podmínky pro spontánní sukcesi a nevyžaduje proto rekultivaci (Prach, 2009). Výhodou spontánního zarůstání výsypek bez technologické rekultivace je její ekonomická nenáročnost, neboť při ní nedochází k výdajům na navážení ornice, hnojení, využití mechanizace, apod. (Vráblíková, 2001).

Naopak negativní stránka spontánní sukcese spočívá v její obtížné predikovatelnosti. Významné je proto získávání nových poznatků o spontánní sukcesi, jež bude možné aplikovat při obnově krajiny, postižené povrchovou těžbou (Prach et al., 2001).

2.3 Prostorová heterogenita, její příčiny a ekologické důsledky

Základní vlastností prostorové heterogenity je její proměnlivost v rámci různých prostorových měřítek. Prostor, který se na úrovni stanoviště jeví jako homogenní, může v měřítku mikrostanoviště sestávat z heterogenních jednotek (Lévêque, 2003; Ritchie, 2010). Na příklad výzkum mikrostanovišť tak může přinášet nové informace, nezjistitelné při studiu na úrovni stanoviště (Tews et al., 2004).

Významným jevem, souvisejícím s prostorovou heterogenitou prostředí, je migrace organismů. Organismům, migrujícím do vhodných podmínek, poskytuje heterogenní krajina více možností k nalezení vhodného stanoviště. Dosažitelnost nových stanovišť je však zároveň limitována měřítkem prostorové heterogenity a velikostí organismu, i jeho migrační rychlostí (Bell 1984; Moko a Iwasa, 2003).

Prostorová heterogenita umožňuje současné využívání více zdrojů, například Holec et al. (2006) ukazuje, že hnízda mravenců jsou zpravidla budována na osluněných místech s řídkou vegetací, zatímco mravenci loví spíše v místech s hustou vegetací. Společný výskyt obou stanovišť na jednom místě je pro ně proto vysoce potřebný. Podobně Frouz (1997) a Frouz a Kindlmann (2001) poukazují na význam rekolonizace mezi různými stanovišti pro populační dynamiku terestrických pakomárů.

Existují i další způsoby, kterými prostorová heterogenita ovlivňuje utváření ekosystémů a jejich dynamiku (Lévêque, 2003; Wiegand a Moloney, 2004). Bylo zjištěno, že např. složení rostlinných společenstev a změny jejich druhové diverzity jsou prostorově výrazně závislým fenoménem. Jedním z nejvýznamnějších faktorů ovlivňujících diverzitu

vegetace je struktura a heterogenita krajiny, která limituje migraci druhů a určuje velikost společenstva (Gardner a Engelhardt, 2008; Diez et al., 2009).

Základem prostorové heterogenity nerekulitovaných výsypek je jejich charakteristický mikoreliéf, tvořený terénními vlnami, které vznikají jako důsledek technologie nasypání substrátu. Vlny jsou tvořeny z vytěžených sedimentů různého geologického původu a substrát jednotlivých vln má tedy odlišné vlastnosti (Gerke et al., 1998, Malstrom et al., 2008). Rozdíly ve vlastnostech nasypaného sedimentu tak vytvářejí půdní heterogenitu jednotlivých vln.

Vlnitý mikoreliéf výsypek je charakterizován půdní heterogenitou ve dvojitěm měřítku. Kromě půdní heterogenity jednotlivých vln umožňuje také vznik půdní heterogenity mikrostanovišť v rámci jedné vlny – vrcholů a úžlabí vln a opačně orientovaných svahů. Půdní heterogenita terénních vln tedy podléhá dalšímu rozrůznění v rámci mikrostanoviště. Příkladem může být textura půdy. Zatímco jílový materiál na vrcholech vln má lamelární strukturu, jíl v úžlabích vln je tvořen drobnými úlomky lamel nebo amorfni hmotou (Frouz a Nováková, 2005). V rámci jedné vlny také dochází k lokálnímu transportu látek rozpuštěných ve vodě, který dále přispívá k rozrůznění půdních vlastností jednotlivých mikrostanovišť (Topp, 2001). Půdní heterogenita nasypaných substrátů má tedy výrazný vliv na další utváření ekosystému (Hangen et al., 2005; Buczko et al., 2000).

Půdní heterogenita je zásadní pro mnoho organismů a environmentálních procesů, např. pro vývoj vegetačního pokryvu (Rothanzl et al., 2006). Bylo zjištěno, že počet druhů rostlin v oblasti koreluje s půdní heterogenitou, hodnocenou na základě typu a textury substrátu, topografických charakteristik (svažitosti a orientace svahů), vlhkosti půdy a půdního pH. pH půdy bylo vyhodnoceno jako nejvýznamnější ukazatel proměnlivosti půdní heterogenity (Gould a Walker, 1997).

Výsledky studií též naznačují, že proces uchycování semen stromů v půdě není náhodný a k úspěšnému uchycení dochází při určitých podmínkách. Uchycení semen ovlivňuje např. tvar mikroreliefu, vlhkost půdy nebo orientace a sklon svahu (Landhausser et al., 2010; Řehounková a Prach, 2006; Ma a Liu, 2008). Vegetace se tedy v důsledku půdní heterogenity na vlnách uchycuje nerovnoměrně a vznikají mikrostanoviště s různým druhovým zastoupením.

Půdní heterogenita může být také vegetací naopak dále utvářena. Na příklad početnost keřů na výsypce má významnou roli na obsah dusíku a organické hmoty v půdě a reguluje tak ekologické procesy jako mineralizace dusíku a uhlíku, které jsou důležité pro průběh rekultivace (Mummey et al., 2002). Prostorová heterogenita půdy má tendenci se zvětšovat s dobou uplynulou od rekultivace, např. z hlediska obsahu dusíku a uhlíku v půdních agregátech (Shukla et al., 2007). K nejrychlejší akumulaci uhlíku a dusíku v půdním profilu dochází na výsypce do 15 let od rekultivace. Tempo stoupaní obsahu těchto látek se však později zpomaluje, zvláště na plochách více než 25 let po rekultivaci (Šourková et al., 2005). Přítomnost keřů má vliv i na prostorovou distribuci dalších látek, např. fosforu a draslíku, které mohou být hromaděny v půdě v blízkém okolí keřů (Schlesinger a Pilmanis, 1998).

Půdní heterogenita ovlivňuje také variabilitu v distribuci půdních organismů. Studie potvrzují, že prostorové hodnocení půdních vlastností umožňuje identifikaci významných faktorů, řídících prostorovou heterogenitu populací půdních organismů i jejich aktivitu. Tyto faktory se mohou lišit na široké škále měřítek. Dále je prokázáno, že prostorová distribuce půdních organismů má důsledky pro vegetaci, neboť ovlivňuje složení rostlinného společenstva i růst rostlin (Ettema a Wardle, 2002).

Na základě poznatků uvedených výše je patrné, že půdní heterogenita je výsledkem mnoha místních biotických i abiotických faktorů, působících po dlouhá období, a proto je obtížné porozumět zákonitostem jejího vývoje. Jedním z nejvýznamnějších faktorů vzniku půdní heterogenity je heterogenita prostorová (mikroreliéf) a naopak, půdní heterogenita dále ovlivňuje šíření organismů v prostoru.

2.4 Eroze, její význam na výsypkách a vztah k prostorové heterogenitě

Půdní eroze představuje jeden z nejvýznamnějších environmentálních problémů dnešní doby. V důsledku značného rozšíření oblastí, ohrožených erozí, i velkého množství závažných následků, je eroze významným tématem výzkumu v přírodních vědách (Terrence et al., 2002).

Celková půdní eroze je důsledkem spojení větrné a vodní eroze a v různých typech krajiny převažují jiné z těchto erozních procesů (Li et al., 2007). Na území České republiky tvoří vodní eroze dominantní část celkové půdní eroze v důsledku převládajících přírodních podmínek (Cenia, 2009).

Vodní eroze zahrnuje procesy oddělování půdních částic, jejich strhávání, transport a následující depozici. Hlavními silami řídícími tyto procesy jsou tlak generovaný dešťovými kapkami a povrchový odtok vody. Míra eroze závisí na intenzitě těchto sil i odolnosti půdních částic vůči vzájemnému oddělování. Přítomnost organické hmoty a ochranná opatření ovlivňují míru náchylnosti půdy k erozi. Klima v podobě srážek má přímý vliv na intenzitu eroze, stejně jako topografie, vegetace a konfigurace půdního povrchu (Terrence et al., 2002).

Vodní eroze má mnoho negativních důsledků také v oblastech důlních výsypek. Může vést k uvolňování velkých množství substrátu a jejich transportu a dalším souvisejícím následkům, jako např. ztrátám půdy či odkrytí kontaminantů. Kontaminanty, vystavené působení prostředí, mohou dále reagovat, být odplavovány a případně zhoršovat kvalitu podzemních vod (Evans, 2000; Hancock et al., 2008b).

Povrchy výsypek mají často hydrofobní charakter, který zabraňuje infiltraci vody do půdy. Povrchový odtok spojený s erozí proto nastává i při mírných srážkách a jeho výsledkem jsou stružky, v nichž dále probíhá intenzivní rill eroze (stružková eroze). Autoři zdůrazňují vliv srážek a morfologických vlastností svahu (sklonu a délky svahu) jako hlavních faktorů ovlivňujících míru rill eroze (Biemelt et al., 2005). Také úroveň půdních kohezních sil biologického i chemického původu a dalších půdních vlastností ovlivňuje náchylnost půdy k rill erozi. Vyšší obsah vody a vyšší teploty způsobují intenzivnější Brownův pohyb, vedoucí ke zvýšenému kontaktu půdních částic a jejich následné cementaci do struktur lépe odolávajících rill erozi (Shainberg et al., 1996).

Rill eroze je typem eroze s nejvýrazněji negativními účinky. Při převaze tohoto typu eroze dochází k vyšším ztrátám půdy, než při interrill erozi, tedy erozi probíhající mimo stružky. Rill eroze je zvláště významná z hlediska vegetace, protože vede k jejím ztrátám a může narušovat stabilitu ekosystému (Moreno-de las Heras et al, 2011a).

K intenzivnějším ztrátám vody při rill erozi dochází v důsledku vytvoření sítě stružek, kterými odtéká většina vody a distribuce půdní vlhkosti je tak lokalizována pouze podél těchto kanálů. Ekologickými následky tohoto jevu jsou pak intenzifikace vodního stresu a nevhodné podmínky pro šíření rostlin a přirozenou kolonizaci výsypek, vedoucí k poklesu druhové diverzity a povrchové biomasy v rámci svahu. Pokud je vytvořena hustá síť stružek, dlouhodobým efektem eroze je výrazná proměna ekosystému, jeho jednodu-

chost, nízká produktivita a prostorové omezení na okolí stružek (Moreno-de las Heras et al, 2011b).

Paralelním procesem rill eroze je interrill eroze – eroze mezistružková. Hlavním mechanismem tohoto typu eroze je oddělování celých půdních agregátů nebo jejich částí a následný transport takto odděleného materiálu odtokem v tenké vrstvě. Destrukce půdních agregátů na části je však řídká a probíhá hlavně mechanickým působením dešťových kapek, oddělování celých agregátů a jejich další transport mělkým povrchovým odtokem proto převažuje. Intenzita interrill eroze stoupá s obsahem obsahu jílu ve vrchním horizontu půdy, pravděpodobně v důsledku vytvoření drobných, snadno oddělitelných a transportovatelných agregátů a v důsledku nižšího podílu makroagregátů, nepropojených s půdní matrix a náchylných k transportu. Úroveň interrill eroze je snižována přítomností strukturních krust a přítomností řas, které poskytují fyzikální ochranu povrchu půdy a vyšší stabilitu agregátů jejich spojením a slepením (Chaplot, 2007).

Půdní eroze na výsypkách může negativně ovlivnit šíření rostlin a tím i úspěšnost rekultivace. Svahy nejvíce postižené erozí se vyznačují zhoršenou dosažitelností vody, zvláště v oblastech rill eroze, a množství semenáčků, míra přežívání stromů i produkce semen jsou nižší než na méně erodovaných svazích. Půdní eroze na uměle vytvořených svazích tedy zpomaluje spontánní rekolonizaci rostlinami. Při vytvoření sítě stružek a následující převládající rill erozi jsou nutné další zásahy a úpravy svahů, aby byla minimalizována ztráta vody a usnadněna kolonizace rostlinami (Espigares et al., 2011).

Nepřítomnost vegetace má negativní důsledky v podobě nižší stability svahů a následného většího rozsahu eroze. Náchylnost svahů k erozi stoupá také s jejich svažitostí, vysokým obsahem prachu (silt) a velmi jemného písku a nízkým obsahem organické hmoty (Ellis et al, 1994). Z dalších studií, vedených na výsypkách po povrchové těžbě,

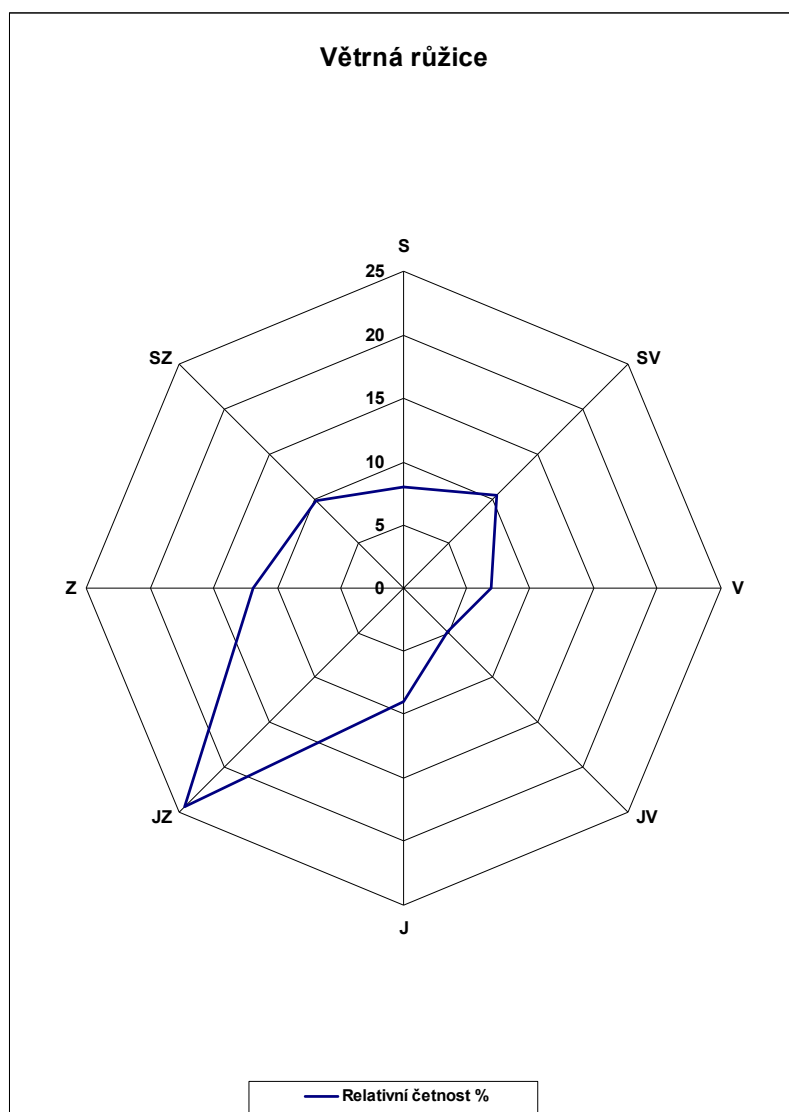
vyplývá, že míra eroze závisí na orientaci svahu, svažitosti a míře zatravnění, naopak není predikovatelná na základě typu a stáří uložené hlušiny (Nyssen a Vermeersch, 2010).

Aby k erozi docházelo v co nejmenším rozsahu, je třeba vytvářet modely eroze, jež mohou být využity k minimalizaci jejích důsledků (Evans, 2000). Jedním z nejvyužívanějších modelů ztráty půdy erozí se stal model Universal Soil Loss Equation, široce využívaný ve všech odvětvích, zabývajících se využitím půdy. Tento model započítává nejvýznamnější faktory, ovlivňující erozi, tj. srážky, povrchový odtok vody, půdní vlastnosti, topografické vlastnosti svahu, rostlinný pokryv a přijatá ochranná opatření (Benzer, 2010). Dalšími modely, využitelnými k výpočtům ztráty půdy erozí jsou např. Water Erosion Prediction Project (Flanagan et al., 2007) či SIBERIA (Hancock et al., 2002; 2008a; 2006).

3 Metody

3.1 Studijní lokalita

Výzkum byl prováděn v oblasti povrchových dolů na Sokolovsku, v západní části České republiky (50°14'30.711"N, 12°40'44.96"E). Průměrná nadmořská výška oblasti je 550 m. n. m., roční průměrné srážky tvoří 687 mm a průměrná roční teplota je 8,2 °C. Průměrná teplota ve vegetační sezóně je 14 °C. Převládá vítr jihozápadního směru (obr. 1).



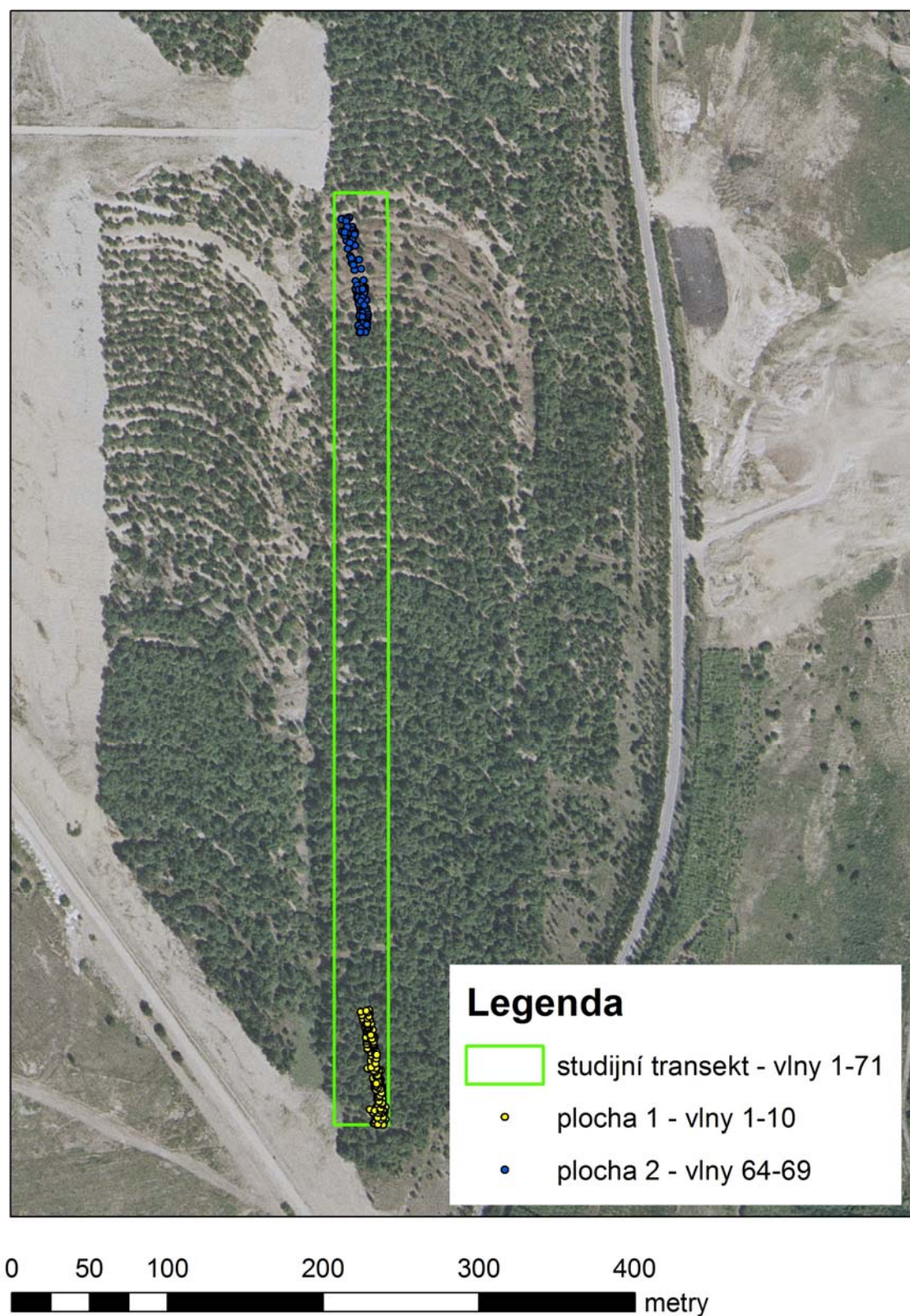
Obrázek č. 1: Relativní četnosti směru větru ve zkoumané lokalitě (větrná růžice poskytnuta ČHMÚ)

Výzkum probíhal na Velké podkrušnohorské výsypce o přibližných rozměrech 2 km v severojižním směru a 10 km ve východozápadním směru. Výsypka byla vytvořena jako úložiště vytěžené skrývky z okolních dolů.

Studijní lokalita byla situována ve východní části Velké podkrušnohorské výsypky, na nerektivovaném úseku starém přibližně 20 let. Rozloha studijní lokality tvoří přibližně 2 ha a od nasypání nebyla ovlivňována lidskou činností. Rostliny a další organismy se do této oblasti rozšířily přirozeně. Substrát studijní lokality sestává z terciérních cyprisových jílu (Kříbek et al., 1998; Rojík, 2004). Studijní lokalita se vyznačuje charakteristickou vlnitou terénní strukturou, vzniklou v důsledku nasypání výsypky. Vlny jsou orientovány ve východozápadním směru a jejich tvar je patrný z obr. 2.

Na studijní lokalitě byl vybrán transekt o délce přibližně 570 m v severojižním směru (kolmo na orientaci vln), který byl tvořen 71 vlnami (obr. 2). Na tomto transektu bylo provedeno detailní měření rozměrů vln.

V rámci transektu byly vytyčeny dvě dílčí studijní plochy o šířce 4 m tak, že transekt procházel jejich podélnou osou (obr. 2). Plocha 1 sestávala z vln 1 až 10 a plocha 2 z vln 64 až 69. Plochy byly vybrány tak, aby reprezentovaly dvě odlišné části studijní lokality. Plocha 1 reprezentuje část prstu výsypky s hustou vegetací, zatímco plocha 2 je charakteristická chudou vegetací.



Obrázek č. 2: Letecký snímek spontánně zarostlé části Velké podkrušnohorské výsypky, studijní transekt, plochy 1 a 2 (Zdroj: ZABAGED, Český úřad zeměměřičský a katastrální)

3.2 Sběr dat a analýza

3.2.1 Model mikroreliéfu

Podkladem pro vytvoření modelu mikroreliéfu bylo změření délky, základny a výšky svahů u všech studovaných 71 vln. K měření byla využita nivelační lať a laserový dálkoměr Bosch GLM 250 VF, s jejichž pomocí byla změřena délka základen svahů (vodorovná vzdálenost mezi vrcholem vlny a dnem úžlabí) a výškový rozdíl vrcholů a úžlabí vln (obr. 3). Vzhledem ke skutečnosti, že vlnitý mikroreléf studijní lokality je charakteristický sinusoidovým průběhem, pro vytvoření modelu bylo nutné vypočítat polohy vnitřních bodů svahů, nacházejících se mezi naměřenými polohami vrcholů a úžlabí vln.

Kontrola modelu proběhla s využitím GPS Trimble Nomad, s jejíž pomocí byly zaměřeny krajní body studijní lokality i mikrostanoviště top a bottom jednotlivých vln. Údaje o krajních bodech studijní lokality byly využity ke kontrole celkové délky a převýšení, změřených manuálně. Data ze zaměření studijní lokality GPS byla využita také k přepočítání souřadnic modelu mikroreliéfu do souřadnicového systému S-JTSK.

Vytvořený model mikroreliéfu byl využit k dalším cílům práce – k výzkumu závislostí mezi mikroreliéfem, heterogenitou dřevité vegetace a pH půdy a k výpočtu průměrné roční ztráty půdy erozí. K těmto účelům byly z modelu mikroreliéfu dopočítány další charakteristiky svahů, tj. délka a sklon svahů terénních vln.

Průběh vln ve směru kolmém na studijní transekt byl měřen GPS Trimble Nomad funkcí linie, pomocí níž byl zaměřen průběh vrcholu vlny pochůzkou po vrcholu každé třetí vlny v západovýchodním směru. Vrchol vlny byl použit z toho důvodu, že na dně vln bylo zachycení GPS signálu obtížné. I na vrcholu vln docházelo k občasným výpadkům signálu, a proto byl průběh nakonec vyhlazen polynomem třetího řádu.

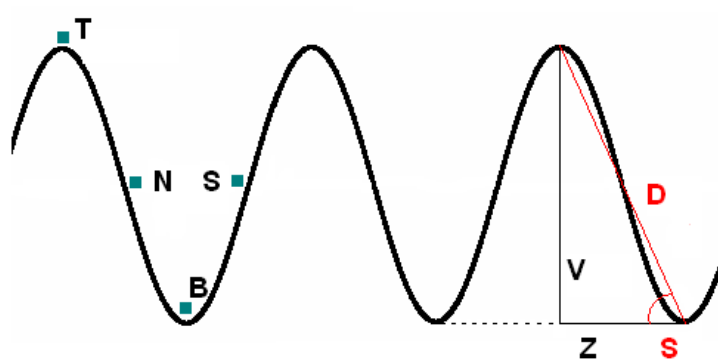
3.2.2 Prostorová heterogenita dřevité vegetace a pH půdy

V rámci studijní lokality byl na plochách 1 a 2 zkoumán vztah prostorové heterogenity mikroreliéfu k prostorové heterogenitě dřevité vegetace a půdního pH.

Ve zkoumaných plochách 1 a 2 byla mapována přesná poloha dřevité vegetace pomocí GPS Trimble Nomad. Zároveň byly zaznamenávány informace o druhu dřeviny, počtu kmenů (u polykormonů) a jejich průměru v prsní výšce. Kmeny s průměrem menším než 2 cm nebyly započítávány. Pro další výzkum byla využívána data o poloze vrby jívy (*Salix caprea*) a smrku ztepilého (*Picea abies*).

Vzorky půdy k chemické analýze pH byly odebírány v západní a východní řadě ve vzdálenosti 2 m od podélné (severojižní) osy ploch (obr. 4). V rámci vlny byly vzorky odebírány na čtyřech mikrostanovištích: na vrcholu vlny (v textu toto mikrostanoviště dále označováno jako „top“), na severním svahu („north“), v úžlabí vlny („bottom“) a na jižním svahu („south“) (obr. 3). Každý vzorek byl tvořen 100 g půdy z 0-5 cm pod opadovou vrstvou.

Z vysušených a homogenizovaných vzorků byl vytvořen výluh v destilované vodě v poměru 1:10. pH bylo měřeno z filtrovaného roztoku po 24 hodinách skleněnou elektrodou.

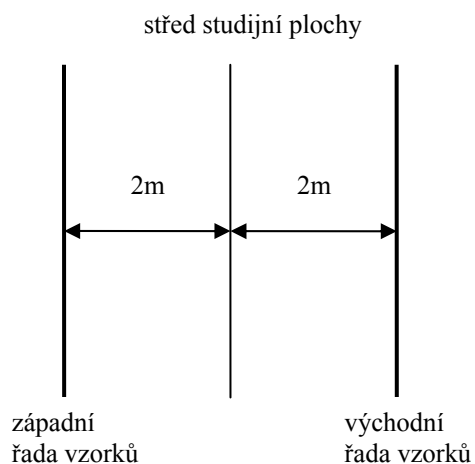


Legenda:

T – mikrostanoviště top
 N – mikrostanoviště north
 B – mikrostanoviště bottom
 S – mikrostanoviště south

v – výška svahu
 z – základna svahu
 D – délka svahu
 s – sklon svahu (v/z)

Obrázek č. 3: Schéma vln studijní lokality s vyznačenými mikrostanovišti a zjišťovanými topografickými charakteristikami



Obrázek č. 4: Schéma odběru vzorků půdy v západní a východní řadě studijních ploch

3.2.3 Výpočet ztráty půdy erozí

Pro výpočet ztráty půdy erozí byl využit model Universal Soil Loss Equation

$$A = R * K * L * S * C,$$

kde A zastupuje roční průměrnou ztrátu půdy (Mg/ha), R index srážek a erozivita, K faktor erodibility půdy, L faktor délky svahu, S faktor příkrostiti svahu a C faktor porostu (Wischmeier a Smith, 1965 in Benzer, 2010).

Pro stanovení hodnoty jednotlivých indexů byly využity kategorie z práce Mohtara (2005). Pro index R byla zvolena hodnota 1600, odpovídající srážkovým poměrům na studované geografické lokalitě. Faktor erodibility půdy K byl určen na základě parametrů půdy na studované lokalitě, v níž je obsaženo průměrně 11% prachu (silt), 19% velmi jemného písku, 17% jílu a 5% organické hmoty (Jiří Cejpek – osobní sdělení). Kód půdní struktury byl stanoven na 4, permeabilita profilu na 6 (Jan Frouz, údaje o půdní struktuře – osobní sdělení; Jiří Cejpek, údaje o hydraulické vodivosti – osobní sdělení). Pro výpočet faktorů L a S byly využity topografické charakteristiky jednotlivých svahů vln. Faktor L byl využit ve dvou různých hodnotách, pro erozi bez rill efektu a pro započítání rill eroze. Hodnota faktoru porostu C byla zvolena na 1 pro nezarostlou půdu a 0,01 pro travnatý porost (Mohtar, 2005).

3.2.4 Statistická analýza

Při zaměřování pozic pomocí GPS může docházet k několika druhům chyb. Jsou jimi např. chyby způsobené driftem družic, zastaralými údaji o korekcích z kontrolních stanic či nepřesnostmi satelitních hodin. Způsobem, jak minimalizovat velikost

těchto chyb je postprocesní zpracování dat s využitím korekčních údajů z některé z referenčních sítí (Trimble, 2007; Johnston, 1998). Pro účely této práce byla využita korekční data z referenční sítě Trimble VRS Now Czech, která byla dále zpracována v programu Trimble GPS Pathfinder Office. Polohová nepřesnost dat, vzniklá měřením v reálných podmínkách studijní lokality, byla po postprocessingu snížena na méně než 50 cm.

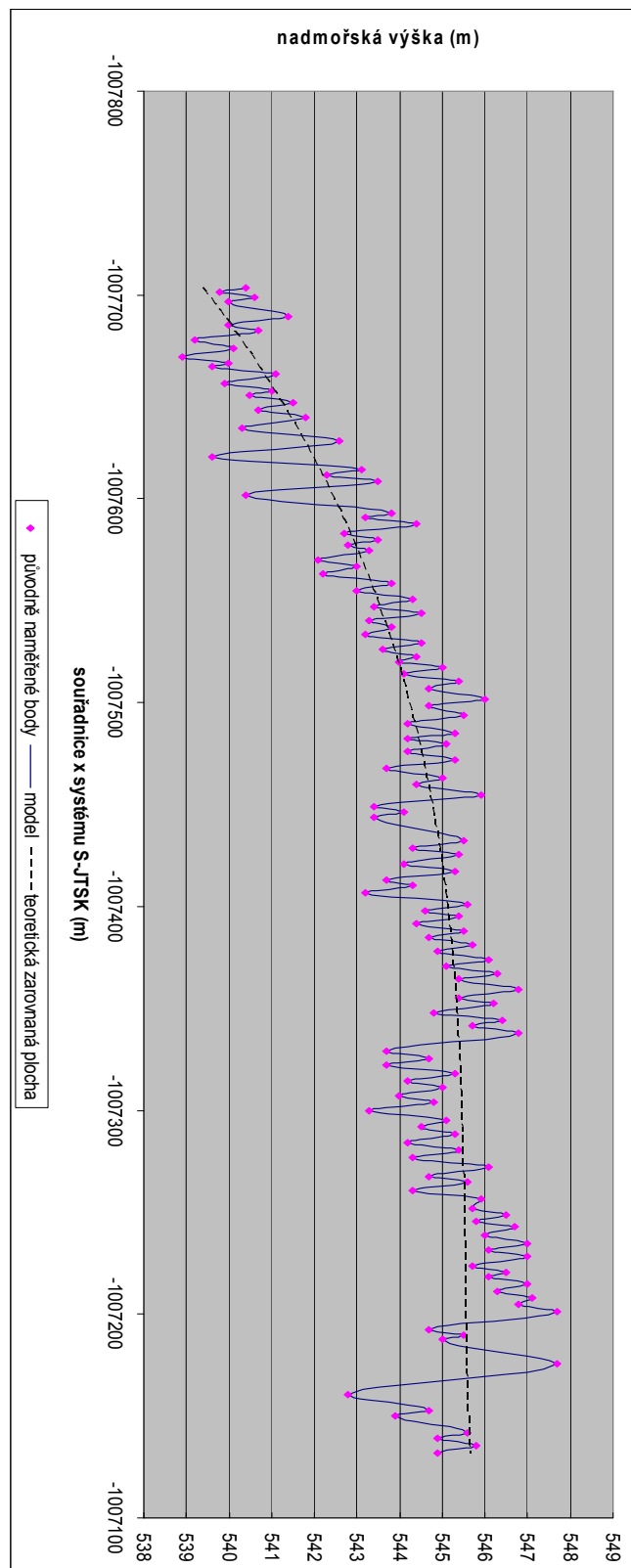
Pro hledání závislosti mezi parametry vln, pH půdy a složením dřevité vegetace byla použita lineární regrese. Mnohorozměrná lineární regrese byla použita pro hledání závislosti mezi topografií vln a výskytem dřevité vegetace. Závislost pH na mikrostano-
novišti a jednotlivých vlnách byla sledována pomocí dvoucestné ANOVy s následným LSD post hoc testem. Párový t-test byl použit k řešení otázky, zda sousední vzorky ležící ve stejném mikrostano-
novišti jsou si podobnější než sousední vzorky ležící v jiných mikrostano-
novištech. χ^2 test byl použit pro testování hypotézy, že výskyt jednotlivých druhů dřevin mezi mikrostano-
novišti je rovnoměrný. Všechny výpočty byly provedeny v programu Statistica 5.5.

4 Výsledky

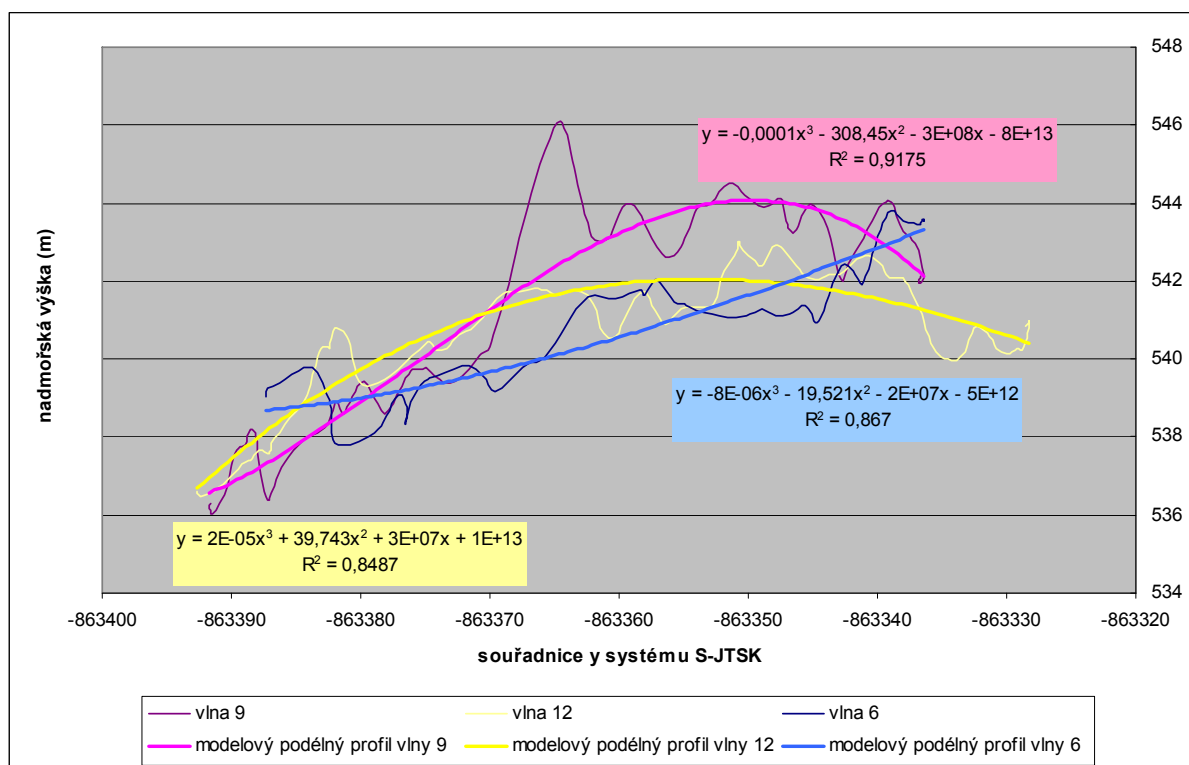
4.1 Model mikroreliéfu

Hlavními prvky vytvořeného modelu mikroreliéfu jsou výškové poměry studijního transektu v severojižním směru a podélný, východozápadní profil terénních vln, ilustrované na obr. 5 a 6. Průměry, minima a maxima topografických charakteristik svahů vln obsahuje tabulka č. 1.

Z obr. 5 je patrné prudší stoupání terénu výsypky během prvních 200 m a následný vyrovnaný trend, sestávající z periodických kratších stoupání zakončených snížením terénu během jedné vlny. Pro ilustraci podélného profilu vln (obr. 6) byly vybrány reprezentativní příklady vln 6, 9 a 12. V grafu podélného profilu vln je viditelný stoupavý trend výšky vlny od západu k východu. Tento trend u některých vln ve východní části přechází v krátké klesání terénu.



Obrázek č. 5: Model mikroreliéfu studijní lokality v severojižním směru. Body naměřené v terénu (top a bottom vln 1-71) jsou doplněny linií vytvořeného modelu mikroreliéfu a přerušovanou linií teoretické zarovnané plochy o stejné délce a převýšení, jako u studijní lokality.



Obrázek č. 6: Příklady výškového profilu jednotlivých vln ve východozápadním směru, kolmém na severojižní směr vlnění terénu.

Tabulka č. 1: Průměry, minima a maxima topografických charakteristik terénních vln

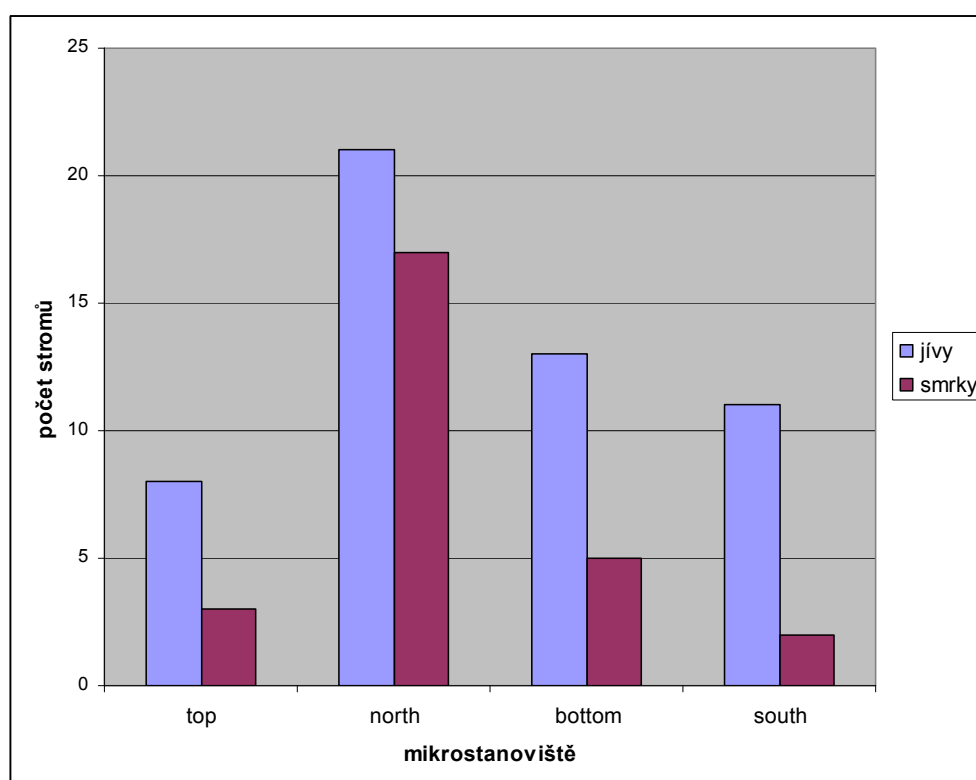
	Průměr ± směrodatná odchylka	Minimum	Maximum
základna svahu (m)	4,05 ± 1,89	1,30	15,00
výška svahu (m)	1,19 ± 0,68	0,20	4,90
délka svahu (m)	4,23 ± 1,98	1,36	15,78
sklon svahu (bezrozměrné)	0,29 ± 0,07	0,04	0,58

4.2 Prostorová heterogenita dřevité vegetace a pH půdy

4.2.1 Vliv mikrostanoviště na heterogenitu vegetace

Distribuce smrků a jív na jednotlivých mikrostanovištích sledovaných vln je znázorněna na obr. 7, z něhož je vidět nejpočetnější zastoupení jív i smrků na mikrostano-

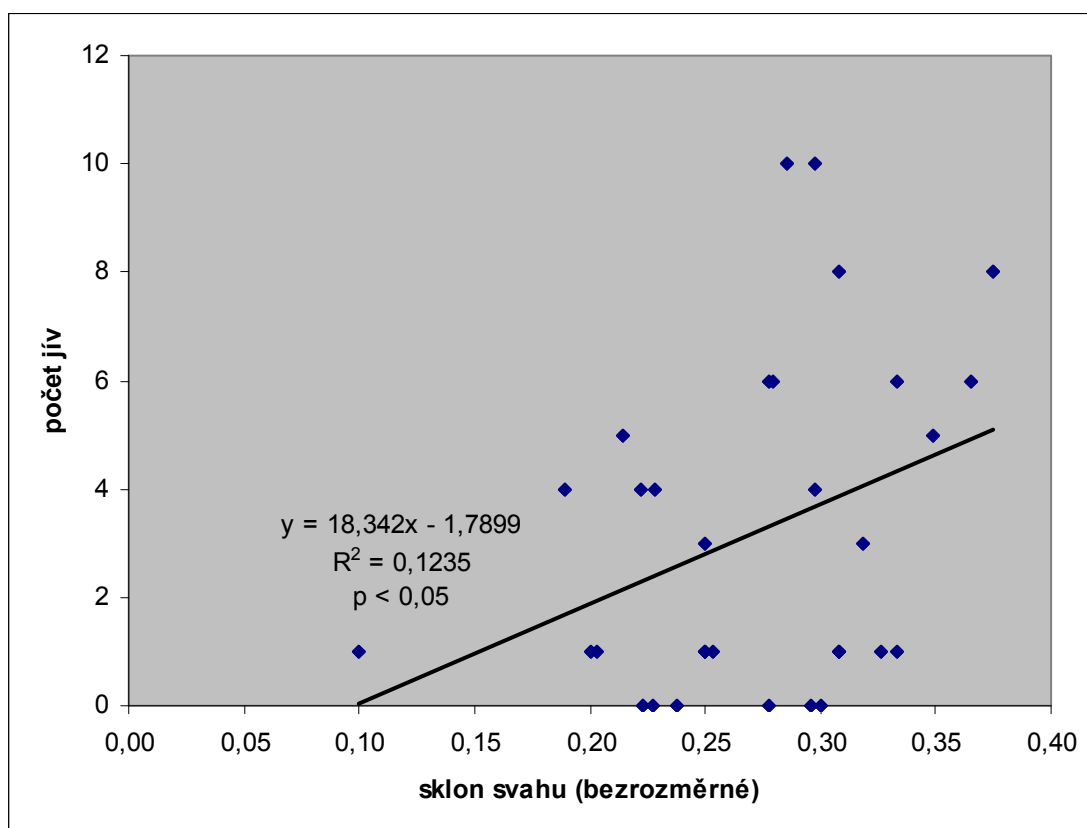
višti north. Závislost heterogenity vegetace na mikrostanovišti byla zjišťována pomocí χ^2 testu o hladině významnosti 0,05, pomocí něž byla testována hypotéza, že rozmístění jednotlivých druhů je nezávislé na poloze v rámci vlny. Závěry provedeného χ^2 testu ukazují, že rozložení smrku mezi mikrostanovišti se signifikantně liší od rovnoměrného rozmístění ($p < 0,0001$). U jív je tento rozdíl pouze marginálně signifikantní ($p = 0,09$).



Obrázek č. 7: Závislost počtu jív a smrků na poloze jejich mikrostanoviště v rámci terénní vlny

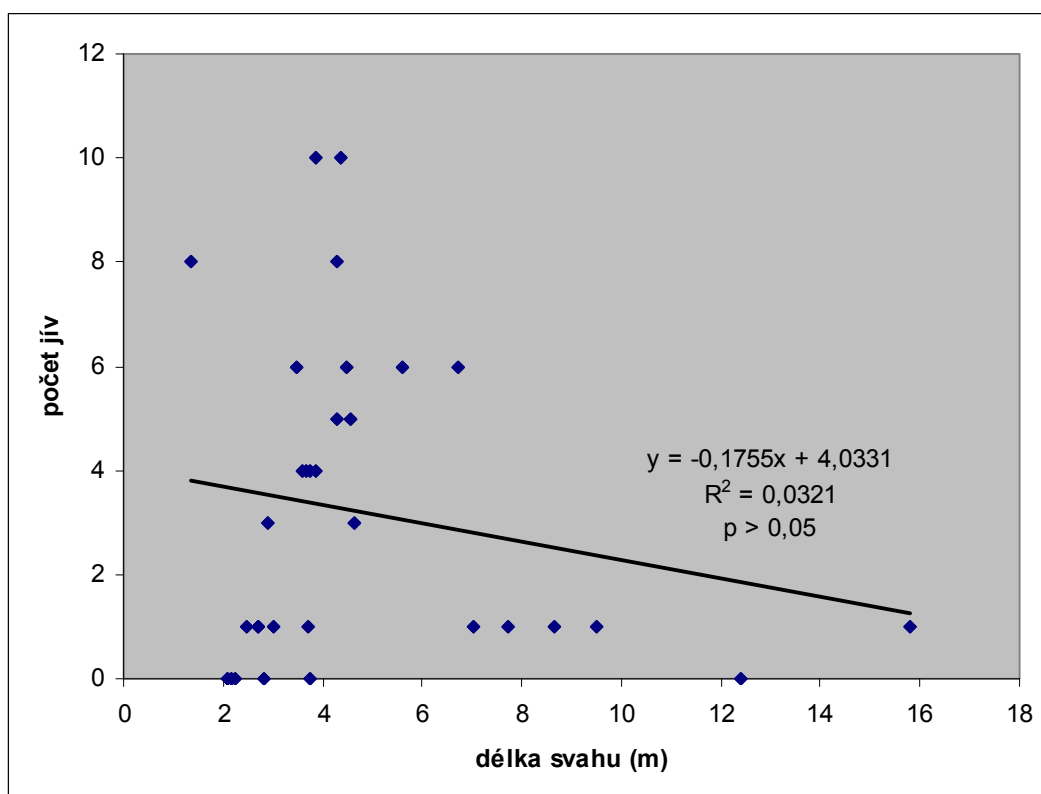
4.2.2 Vliv sklonu a délky svahu na heterogenitu vegetace

Dalším zkoumaným aspektem vlivu mikoreliéfu na heterogenitu vegetace byl vliv sklonu svahu na početnost jív. Do výsledků byla zahrnuta svažitá mikrostanoviště, tzn. north a south. Z obr. 8 vyplývá, že rostoucí svažitost terénu vede k početnějšímu výskytu jív.

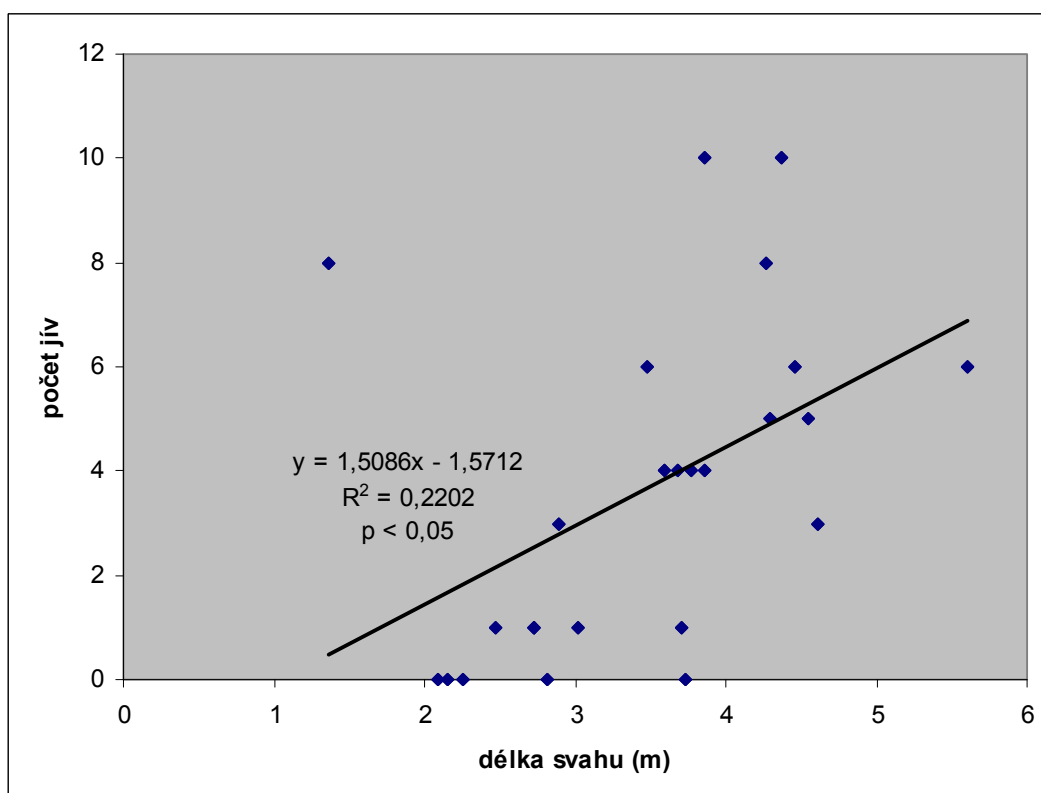


Obrázek č. 8: Závislost početnosti jív na sklonu svahu jednotlivých terénních vln

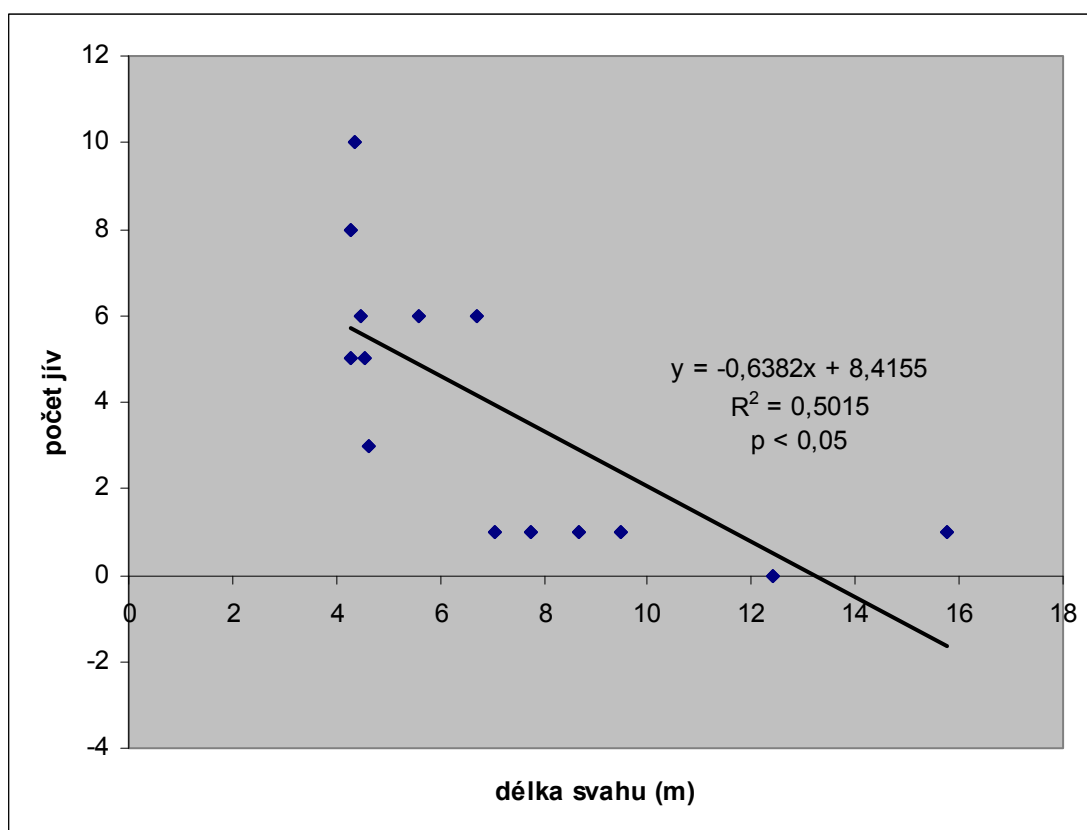
Závislost délky svahu a početnosti jív byla stejně jako v předchozím případě zkoumána na mikrostanovištích north a south. Z obr. 9, 10 a 11 vyplývá, že u celkové analýzy všech svahů (obr. 9) je trend početnosti jív nesignifikantní a s délkou svahu mírně klesá. U svahů o délce 0-6 m počet jív s délkou svahu stoupá prudce a statisticky významně (obr. 10), naopak u svahů o délce 4-16 m trend statisticky významně klesá (obr. 11).



Obrázek č. 9: Závislost početnosti jív na délce svahu jednotlivých terénních vln



Obrázek č. 10: Závislost početnosti jív na délce svahu jednotlivých terénních vln, pro výběr zúžený na svahy o délce 0-6 m



Obrázek č. 11: Závislost početnosti jív na délce svahu jednotlivých terénních vln, pro výběr zúžený na svahy o délce 4-16 m

Z výše uvedených zjištěných souvislostí mezi sklonem a délkou svahu a početností jív byly pomocí mnohorozměrné lineární regrese odvozeny vztahy (1) a (2) pro výpočet potenciálního počtu jív na svazích vln. Vztah (1) platí pro svahy do délky 5 m a vztah (2) pro svahy delší než 5 m.

$$(1) \quad y = -5,1405 + 1,3773 * d + 14,8344 * s, (R^2 = 0,12443, p = 0,0376)$$

$$(2) \quad y = 3,0761 - 0,6034 * d + 17,8017 * s, (R^2 = 0,12436, p = 0,0106)$$

V těchto vztazích d udává délku svahu v metrech a s sklon svahu jako poměr výšky a základny svahu.

4.2.3 Vliv mikroreliefu na pH půdy

Při hodnocení vlivu mikroreliefu na pH půdy byl rozlišován jak vliv polohy v rámci studijní lokality, tzn. umístění vzorku na konkrétní terénní vlně, tak vliv mikrostanoviště (top, north, bottom a south). Ke zhodnocení vlivu mikrostanoviště a vlny na pH půdy byla využita dvoucestná ANOVA. Analýza byla provedena odděleně pro vlny studijní plochy 1 (s bohatou vegetací) i 2 (s chudou vegetací), poté i celkově pro všechny vlny obou ploch.

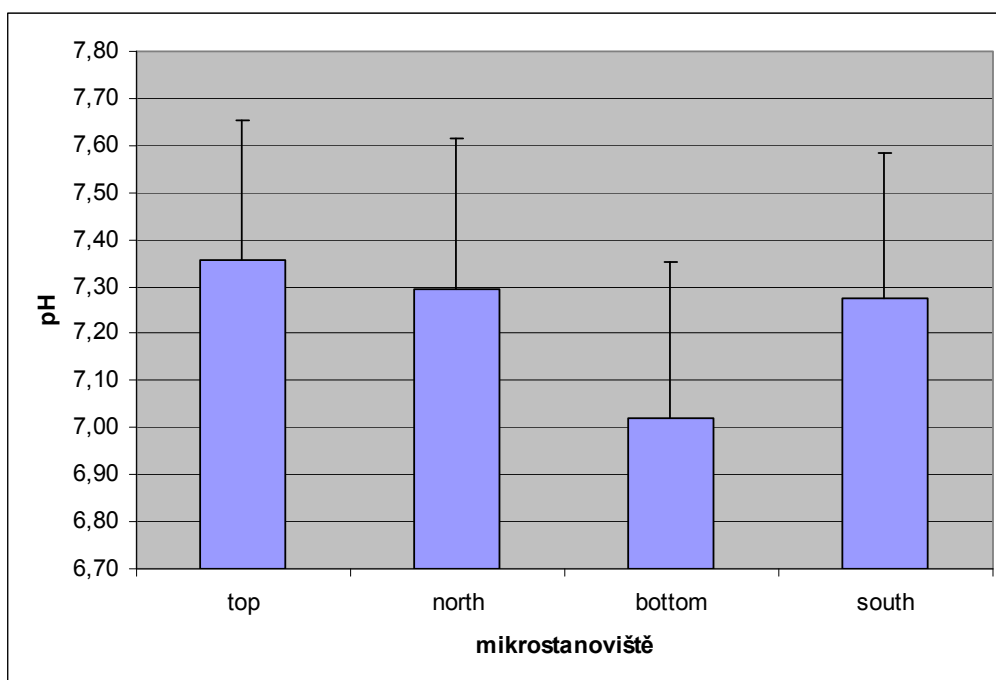
Samostatná analýza vlivu vlny a mikrostanoviště pomocí dvoucestné ANOVy na ploše 1 ukazuje signifikantní vliv jak pro vlnu tak pro mikrostanoviště ($p < 0,0001$ pro vlny i pro mikrostanoviště), na ploše 2 ukazuje táž analýza signifikantní pouze vliv vlny ($p < 0,01$). Vliv mikrostanoviště je tedy významný převážně na zarostlých plochách.

Výsledky ANOVy pro obě studijní plochy celkově, jsou uvedeny v tabulce č. 2, ze které vyplývá, že na celé výsypce je vliv mikroreliefu na pH půdy signifikantní.

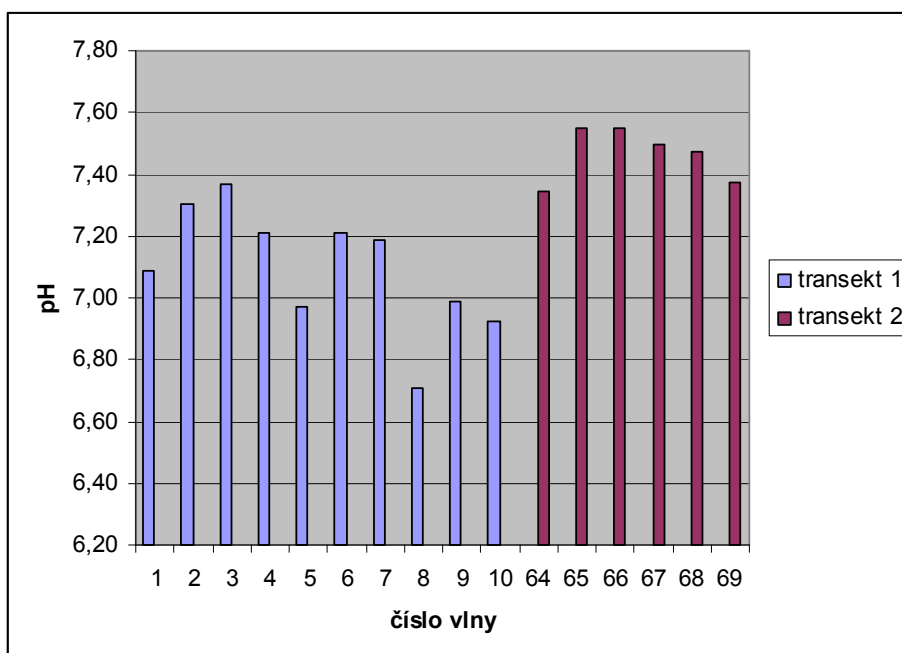
Tabulka č. 2: Signifikance vlivu mikrostanoviště a terénní vlny na pH půdy

Vlivy mikroreliefu	Suma čtverců	Stupně volnosti	F-statistika	p-hodnota
vliv mikrostanoviště	2,08	3	17,41	<0,01
vliv vlny	7,81	15	13,08	<0,01
interakce mikrostanoviště a vlny	1,92	45	1,07	0,39

Poloha mikrostanoviště a poloha vlny se na hodnotě pH projevují způsobem, ilustrovaným na obr. 12 a 13. Průměrné pH v rámci vlny je nejnižší na mikrostanovišti bottom a naopak nejvyšší na stanovišti top (obr. 12). Vzorky půdy odebrané z vln plochy 1, vyznačující se bohatou vegetací, měly nižší pH než vzorky z plochy 2 (t-test, $p < 0,05$) (obr. 13).



Obrázek č. 12: Závislost průměrného pH půdy na jednotlivých mikrostanovištích s vyznačenými směrodatnými odchylkami



Obrázek č. 13: Závislost průměrného pH půdy na jednotlivých terénních vlnách

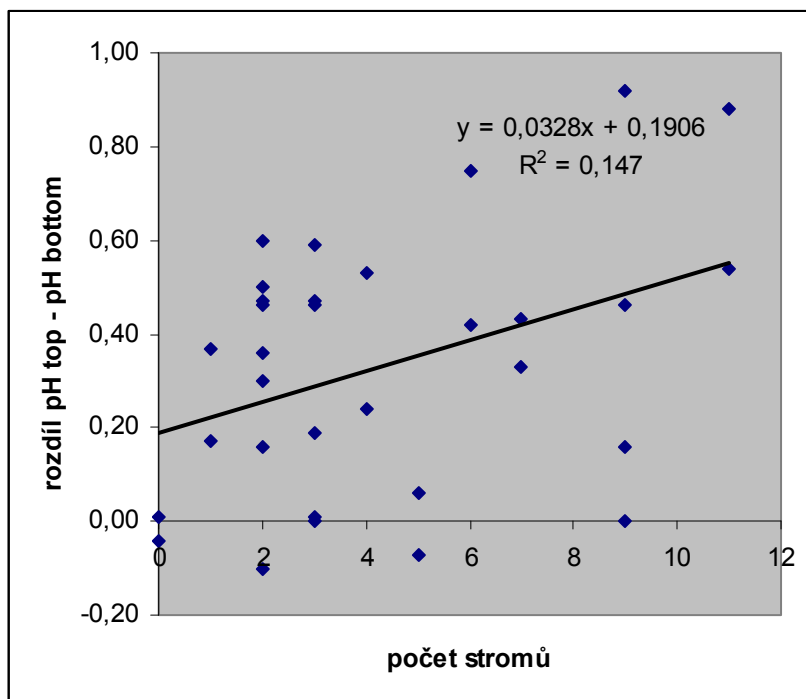
Dalším zkoumaným aspektem vlivu mikrostanoviště na pH půdy byly rozdíly mezi blízkými vzorky. Byly hodnoceny páry vzorků dvojího typu: dvojice vzorků odebraných v rámci jednoho mikrostanoviště (např. vzorek ze západní a východní řady na stejném mikrostanovišti i vlně) a dvojice vzorků odebraných na sousedních mikrostanovištích v jedné řadě (např. vzorek z mikrostanoviště top a north ze západní řady vlny).

Hodnocení proběhlo párovým t-testem. Rozdíl pH dvojice vzorků z jednoho mikrostanoviště byl vždy menší než rozdíl pH dvojice vzorků ze sousedních mikrostanovišť. Signifikance výsledků byla výraznější pro západní řadu vzorků ($p < 0,05$). Vzorky z jednoho mikrostanoviště jsou si tedy z hlediska pH podobnější než vzorky ze dvou sousedních mikrostanovišť.

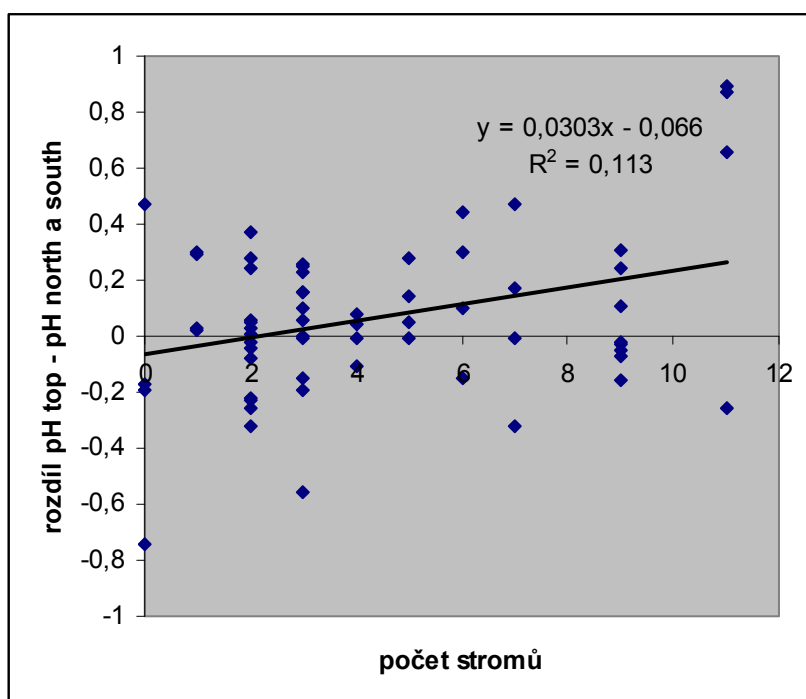
4.2.4 Vliv heterogenity vegetace na pH půdy

Jak vyplývá z obrázků č. 14 a 15, existuje pozitivní vztah mezi počtem stromů rostoucích na terénní vlně a rozdílem v pH mezi vrcholem a ostatními mikrostanovišti vlny, a to jak v případě rozdílu pH top – bottom, tak v případě rozdílu pH mikrostanoviště top a jednoho ze svahů terénní vlny. Severní a jižní svah vlny se přitom od sebe statisticky významně neliší (párový t-test) proto byly pro korelaci rozdílu top – svah vyhodnoceny společně.

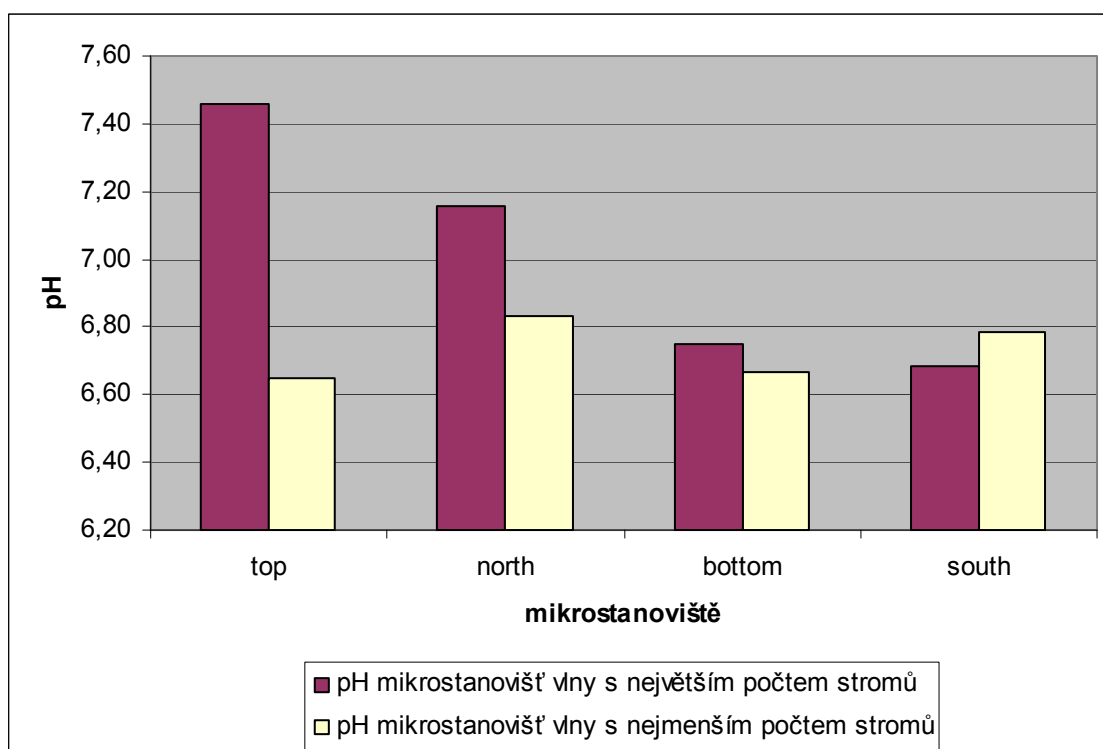
Z obr. 16 je patrné, že pH jednotlivých mikrostanovišť vlny s největším počtem stromů se lišilo od vlny s nejchudší vegetací. Největší rozdíl pH je vidět na mikrostanovišti top. Mikrostanoviště top představovalo nejzásaditější mikrostanoviště na nejpočetněji zarostlé vlně, naopak u vlny s nejchudší vegetací bylo toto mikrostanoviště ve srovnání s ostatními nejkyselější.



Obrázek č. 14: Závislost rozdílu pH půdy mikrostanovišť top-bottom a početnosti dřevité vegetace ($p < 0,05$)



Obrázek č. 15: Závislost rozdílu pH půdy mikrostanovišť top-svah a početnosti dřevité vegetace ($p < 0,05$)



Obrázek č. 16: Závislost pH půdy jednotlivých mikrostanovišť u vln s nejbohatší a nejchudší vegetací

4.3 Výpočet ztráty půdy erozí

Závěrečnou částí výzkumu studijní lokality byl výpočet předpokládané roční ztráty půdy erozí v závislosti na prostorové heterogenitě mikoreliéfu. Srovnávána byla eroze na transektu s vlnitým mikoreliéfem (obr. 5) s teoretickou plochou, která by nejspíše vznikla zarovnáním terénních vln.

Předpokládáno bylo několik scénářů. Na teoreticky zarovnané ploše se jednalo o dva scénáře, a sice scénář, kde nepřevažovala rill eroze, a scénář, kdy naopak tato převažovala. Na zvlněné ploše byla spočítána eroze uvnitř všech vln, kterou se však dostává materiál pouze z vrcholů vln do úžlabí a nikoli mimo plochu. Pro ztráty půdy z plochy bylo předpokládáno, že se děje pouze prostřednictvím odtoku vody z úžlabí. Zde byly vypočítány tři scénáře. První scénář předpokládal, že všechna úžlabí jsou bezodtoká a odtok z úžlabí je tedy nulový. Vzhledem ke skutečnosti, že na konci sypání každé vlny došlo

k nasypání materiálu do úžlabí, a tím částečnému zasypání jeho ústí, je premisa bezodtokosti oprávněná pro více jak 50% úžlabí vln. Dalším scénářem byla eroze ve všech údolích, odpovídajících maximální délce svahu a sklonu naměřenému na vlnách v západovýchodním směru (obr. 6). Zde bylo předpokládáno, že převažuje eroze ve stružkách. Konečně byl tento druhý scénář alternován předpokladem, že úžlabí jsou zarostlá vegetací. Ani jeden z těchto scénářů není zcela realistický, ale představují mezní podmínky, které mohou podporovat či omezovat erozi, a reálné hodnoty se patrně nacházejí uvnitř hodnot vymezených těmito scénáři.

Výsledky (tabulka č. 3) byly rozděleny podle poměru rill eroze k interrill erozi a podle přítomnosti travnatého porostu. Z tabulky vyplývá, že eroze probíhající uvnitř vln je značná; převyšuje erozi z urovnané plochy bez převládající rill eroze a je porovnatelná s odnosem z rovné plochy při převládající rill erozi. Při tomto typu eroze uvnitř vlnitého terénu však nedochází k odnosu materiálu mimo plochu. Odnos půdy z úžlabí se pohybuje od 0 do $11 \text{ t ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ a je tedy nižší nebo mírně vyšší, než odnos z rovné plochy při převládající interrill erozi.

Tabulka č. 3: Vypočtené hodnoty eroze vyjádřené jako odnos půdy ($\text{t ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$), pro topografii zvlněné plochy a pro teoretickou rovnou plochu o stejném sklonu

Typ eroze	Poměr rill a interrill eroze	Odnos půdy ($\text{t ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$)
eroze z teoretické rovné plochy o stejném celkovém sklonu jako studijní lokalita	rill eroze = interrill eroze	9,12
	rill eroze > interrill eroze	70,1
eroze uvnitř zvlněné plochy	rill eroze = interrill eroze	67,2
podélná eroze z nezarostlých úžlabí vln mimo plochu	rill eroze > interrill eroze	11,1
podélná eroze ze zarostlých úžlabí vln mimo plochu	rill eroze > interrill eroze	0,1

5 Diskuse

V souladu s dalšími studiemi (Landhauser et al., 2010; Řehounková a Prach, 2006) se potvrdilo, že distribuce vegetace byla závislá na prostorových vlastnostech mikrostanoviště, přičemž nejvíce stromů rostlo na severních závětrných svazích. Je pravděpodobné, že zpomalení proudění vzduchu turbulencemi na závětrné straně vln vede ke snazšímu uchycení semen jívky a smrku, šířených větrem. Větší počet semen uchycených na závětrné straně terénních vln potvrzují např. Ma a Liu (2008).

Dalším z důvodů převažujícího počtu stromů na závětrném severním svahu mohou být vhodnější podmínky pro uchycení semen. Severní svahy mají rozsáhlejší a dlouhodobější sněhovou pokrývku, která způsobuje vyšší vlhkost půdy na konci jara. Také studie Landhaussera et al. (2010) uvádí souvislost mezi vlhkostí substrátu a distribucí semen na mikrostanovištích.

Ukázalo se, že tvar vlny má významný vliv na výskyt rostlin, přičemž největší výskyt dřevité vegetace je u strmých svahů o délce okolo 5 m. Lze očekávat, že u kratších svahů je uchycování znevýhodňováno menší akumulací sněhu a semen. Naproti tomu u delších svahů mohou převažovat erozní procesy, vedoucí k odnosu půdy spolu se semeny nebo malými semenáčky, což může nepříznivě ovlivnit uchycování dřevin.

Byly pozorovány tři zdroje prostorové heterogenity půdního pH na studijní lokalitě. První zdroj představovaly vlastnosti nasýpaného substrátu, jejichž výsledkem byla prostorová heterogenita jednotlivých terénních vln. Význam vlivu vlastností substrátu na heterogenitu vegetace je konstatován mnoha autory (Martinez-Ruiz, 2001; Novak et al., 2008; Rufaut et al., 2006).

Dalším zdrojem byl lokální transport látek v rámci vlny, spočívající v prosakování rozpustných chemických látek z vrcholů vln a jejich depozici v úžlabích. Lokální transport vysvětluje rozdíly v hodnotách pH na těchto mikrostanovištích. Význam lokálního transportu ve zvlněném terénu je popsán ve více studiích (Buczko et al., 2001; Hangen et al., 2005, Malmström et al., 2008).

Posledním zdrojem prostorové heterogenity půdních vlastností mikrostanovišť bylo množství dřevité vegetace na svazích vln. Opad ze stromů, transportovaný ze svahů, byl akumulován v úžlabích a působil snižování pH těchto mikrostanovišť. Vliv akumulace organického materiálu na snižování pH půdy potvrzuje např. Baldrian et al. (2008). I další práce (Filcheva et al., 2000) konstatují vliv opadu zejména listnatých dřevin na hodnotu pH půdy.

Zaznamenány byly výrazné rozdíly v pH mikrostanovišť mezi vlnami s nejpočetnější a nejméně početnou vegetací. Zatímco u vlny s nejbohatší vegetací byl nejzásaditějším mikrostanovištěm vrchol vlny, u vlny s nejchudší vegetací bylo toto mikrostanoviště naopak nejkyselejší. Důvodem může být vymývání bazických kationtů z vyvýšených stanovišť, kterému přítomnost vegetace zabraňuje a k němuž naopak ve zvýšené míře dochází při nepřítomnosti vegetace (Piirainen et al., 2009).

Uvažujeme-li výhradně erozi vedoucí ke ztrátám půdy z výsyvky, byla eroze ze zvlněného terénu vyhodnocena jako nižší, nebo lehce vyšší než v případě zarovnání terénu. Tyto dva výsledky dostáváme v závislosti na uvažovaném typu eroze ze zarovnané plochy (tzn. převažující nebo nepřevažující rill erozi). Podle Biemalta et al. (2005) je však oprávněný předpoklad, že eroze na zarovnaném terénu bude probíhat s převažujícím podílem rill eroze. Za těchto okolností je třeba upřednostnit vyšší odhad eroze pro zarovnaný terén a skutečné ztráty půdy na zvlněném terénu budou tedy výrazně nižší.

Eroze uvnitř zvlněné plochy nevede ke ztrátám půdy, protože odplavená půda zůstává nahromaděna v úžlabích vln. Tento typ eroze tedy směřuje k postupnému zarovnávání vln a vyrovnávání rozdílů ve vlastnostech jednotlivých mikrostanovišť, což potvrzují i další práce (Frouz a Nováková, 2005; Evans a Loch, 1996).

Validační studie potvrzují, že model Universal Soil Loss Equation může být úspěšně aplikován na oblasti výsypek pro orientační odhady eroze (Evans, 2000). Některé studie uvádějí, že závěry z tohoto modelu mají tendenci nadhodnocovat míru eroze (Risse et al., 1993; Ubierna et al., 2009).

Výsledky této práce potvrzují, že zatímco tradiční rekultivační metody v podobě zarovnání nasypaného terénu poškozují ekologický potenciál oblasti snížením počtu využitelných stanovišť (Tischew a Kirmer, 2007), existence terénních vln vytváří řadu mikrostanovišť s odlišnými podmínkami, a to i v případě, že nasypaný substrát byl původně homogenní.

Prostorová heterogenita, vznikající procesem nasypání, tak přispívá k rozvoji heterogenity environmentální. Tato environmentální heterogenita je reprezentována prostorově oddělenými plochami, které se liší svou vhodností pro jednotlivé rostliny a tak podporují spontánní zarůstání výsypky větším počtem druhů. Prostorová heterogenita terénních vln proto může podpořit spontánní zarůstání výsypek a zachováním vlnitého mikroreliéfu výsypek lze přispět k rychlejší obnově oblastí ovlivněných těžbou.

Zjištěn byl také pozitivní vliv vlnitého terénu na ztráty půdy z výsypky erozí. Při zachování vlnitého terénu dochází jen k velmi malým ztrátám půdy mimo výsypku a terénní vlny mají zároveň tendenci k postupnému samovolnému zarovnání. Ponechání nasypaných ploch bez dalších úprav se z těchto důvodů jeví výhodné jak z hlediska ztrát půdy, tak z hlediska úspor při rekultivacích.

6 Závěry

1. Byly rozlišeny tři hlavní zdroje prostorové heterogenity půdních vlastností. Jsou jimi vlastnosti nasýpaného substrátu, lokální transport látek a početnost dřevité vegetace.
2. Prostorová heterogenita mikroreliéfu ovlivňuje způsob uchycení vegetace a vede k nerovnoměrnému zarůstání. Příčinou jsou orientace, délka a sklon svahu. Vegetace se uchycuje preferenčně na severní, závětrné straně vln a na svazích vln s délkou blízkou 5 m a prudším sklonem.
3. pH půdy na jednotlivých vlnách a mikrostanovištích je ovlivněno prostorovou heterogenitou mikroreliéfu i početností dřevité vegetace. Početnost vegetace ovlivňuje pH mikrostanoviště v důsledku akumulace opadu a působení na transport látek v půdě.
4. Prostorová heterogenita mikroreliéfu má vliv na půdní erozi. V rámci plochy sice dochází k velkému přesunu půdy díky erozi, nicméně ztráty půdy mimo plochu jsou srovnatelné nebo spíše nižší, než u zarovnané plochy se stejným celkovým sklonem.

7 Literatura

- Baldrian, P., Trögl, J., Frouz, J., Šnajdr, J., Valášková, V., Merhautová, V., Cajthaml, T., Herinkova, J., 2008: Enzyme activities and microbial biomass in topsoil layer during spontaneous succession in spoil heaps after brown coal mining. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 2107–2115
- Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R., 1990: *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Scientific, Boston. 1068 s.
- Bejček, V., et al., 2003. *Obnova krajiny na Bílinsku a Tušimicku*. Severočeské doly a.s. Litvínov. 237 s.
- Benzer, N., 2010. Using the Geographical Information System and Remote Sensing Techniques for Soil Erosion Assessment. *Polish Journal of Environmental Studies* 19, 881-886
- Biemelt, D., Schapp, A., Kleeberg, A., Grünewald, U., 2005. Overland flow, erosion, and related phosphorus and iron fluxes at plot scale: a case study from a non-vegetated lignite mining dump in Lusatia. *Geoderma* 129, 1-18
- Bradshaw, A., 1997. Restoration of mined lands – using natural processes. *Ecological Engineering* 8, 255-269
- Buczko, U., Gerke, H.H., Huttl, R.F., 2001. Spatial distributions of lignite mine spoil properties for simulating 2-D variably saturated flow and transport. *Ecological Engineering* 17, 103-114
- ČSÚ, 2010. Česká republika v číslech 2010 [online]. Český statistický úřad. Praha. Citováno 15.8.2011. Dostupné z WWW: <http://www.czso.cz/csu/2010edicniplan.nsf/p/1409-10>.
- Diez, J.M., et al., 2009. Interacting effects of management and environmental variability at multiple scales on invasive species distributions. *Journal of Applied Ecology* 46, 1210-1218
- Ellis, S., Taylor, D.M., Masood, K.R., 1994. Soil Formation and Erosion in the Murree Hills, Northeast Pakistan. *Catena* 22, 69-78

- Espigares, T., Moreno-de las Heras, M., Nicolau, J.M., 2011. Performance of Vegetation in Reclaimed Slopes Affected by Soil Erosion. *Restoration Ecology* 19, 35-44
- Ettema, Ch.H., Wardle, D.A., 2002: Spatial soil ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 17, 177-183
- Evans, K.G., 2000. Methods for assessing mine site rehabilitation design for erosion impact. *Australian Journal of Soil Research* 38, 231-247
- Evans, K.G., Loch, R.J., 1996. Using the RUSLE to identify factors controlling erosion rates of mine soils. *Land Degradation and Development* 7, 267-277
- Filcheva E., Noustorova, M., Gencheva, S., Haigh, M., 2000. Organic accumulation and microbiological action in surface coal-mine spoils, Pernic, Bulgaria. *Ecological Engineering* 15, 1-15
- Flanagan, D.C., Gilley J. E., Franti T. G., 2007. Water Erosion Prediction Project (WEPP): Development history, model capabilities, and future enhancements. *Transactions of the ASAE* 50, 1603-1612
- Frouz, J., 1997. The effect of vegetation patterns on oviposition habitat preference: A driving mechanism in terrestrial chironomid (Diptera : Chironomidae) succession? *Researches on Population Ecology* 39, 207-213
- Frouz, J., Elhottová, D., Kuráž, V., Šourková, M., 2006. Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. *Applied Soil Ecology* 33, 308-320
- Frouz, J., Kindlmann, P., 2001. The role of sink to source re-colonisation in the population dynamics of insects living in unstable habitats: an example of terrestrial chironomids. *Oikos* 93, 50-58
- Frouz, J., Nováková A., 2005. Development of soil microbial properties in topsoil layer during spontaneous succession in heaps after brown coal mining in relation to humus microstructure development. *Geoderma* 129, 54-64
- Frouz, J., Popperl, J., Přikryl, I., Štrudl, J., 2007. Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. *Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s. Sokolov*. 26 s.
- Frouz, J., Prach, K., Pižl, V., Háněla, L., Starý, J., Tajovský, K., Materna, J., Balík, V., Kalčík, J., Řehouňková, K., 2008. Interactions between soil development, vegetation

- and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology* 44, 109–121
- Gardner, R.H., Engelhardt, K.A.M., 2008. Spatial processes that maintain biodiversity in plant communities. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9, 211–228
- Gerke, H.H., Molson, J.W., Frind, E.O., 1998. Modelling the effect of chemical heterogeneity on acidification and solute leaching in overburden mine spoils. *Journal of Hydrology* 209, 166-185
- Glenn-Lewin, D.C., Peet R.K., Velen, T.T., 1992. Plant succession. Theory and prediction. Chapman and Hall. London. 352 s.
- Gould, W.A., Walker, M.D., 1997: Landscape-scale patterns in plant species richness along an Arctic River. *Canadian Journal of Botany* 75, 1748-1765.
- Hancock, G. R., Turley, E., 2006. Evaluation of proposed waste rock dump designs using the SIBERIA erosion model. *Environmental Geology* 49, 765-779
- Hancock, G.R., Evans, K.G., Willgoose, G.R., Moliere, D.R., Saynor, M.J., Loch, R.J., 2008a. Medium-term erosion simulation of an abandoned mine site using the SIBERIA landscape evolution model. *Australian Journal of Soil Research* 38, 249 – 264
- Hancock, G.R., Lowry, J.B.C., Moliere, D.R., Evans, K.G., 2008b. An evaluation of an enhanced soil erosion and landscape evolution model: a case study assessment of the former Nabarlek uranium mine, Northern Territory, Australia. *Earth Surface Processes and Landforms* 33, 2045-2063
- Hancock, G.R., Willgoose, G.R., Evans, K.G., 2002. Testing of the SIBERIA landscape evolution model using the Tin Camp Creek, Northern Territory, Australia, field catchment. *Earth Surface Processes and Landforms* 27, 125-143
- Hangen, E., Gerke, H.H., Schaaf, W., Hüttl, R.F., 2005. Assessment of preferential flow processes in a forest-reclaimed lignitic mine soil by multicell sampling of drainage water and three tracers. *Journal of Hydrology* 303, 16-37
- Helingerová, M., Frouz, J., Šantrůčková, H., 2010. Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecological Engineering* 36, 768-776

- Holec M., Frouz, J., Pokorný, R., 2006. The influence of different vegetation patches on the spatial distribution of nests and the epigeic activity of ants (*Lasius niger*) on a spoil dump after brown coal mining (Czech Republic). *European Journal of Soil Biology* 42, 158-165
- Chaplot, V., Khampaseuth, X., Valentin, C., Le Bissonnais, Y., 2007. Interrill erosion in the sloping lands of northern Laos subjected to shifting cultivation. *Earth Surface Processes and Landforms* 32, 415-428
- Johnson, E.A., Miyanishi, K., 2007. Plant disturbance ecology: the process and the response. Academic Press. London. 698 s.
- Johnston, C.A., 1998. Geographic Information Systems in Ecology. Blackwell Science. London. 239 s.
- Jonáš, F., 1975. Určení způsobů rekultivace a tvorba nových půd na výsypkách v severo-českém hnědouhelném revíru. Výzkumný ústav meliorací. Praha. 247 s.
- Keddy, P.A., 2007. Plants and vegetation: origins, processes, consequences. Cambridge University Press. Cambridge. 683 s.
- Kříbek, B., Strnad, M., Boháček, Z., Sýkorová, I., Čejka, J., Sobalík, Z., 1998. Geochemistry of Miocene lacustrine sediments from the Sokolov Coal Basin (Czech Republic). *International Journal of Coal Geology* 37, 207-233
- Landhausser, S.M., Deshaies, D., Lieffers, V.J., 2010. Disturbance facilitates rapid range expansion of aspen into higher elevations of the Rocky Mountains under a warming climate. *Journal of Biogeography* 37, 68–76
- Lévêque, C., 2003: Ecology from ecosystem to biosphere. Science Publishers. Enfield. 472 s.
- Li, S., Lobb, D.A., Lindstrom, M.J., Farenhorst, A., 2007. Tillage and water erosion on different landscapes in the northern North American Great Plains evaluated using (CS)-C-137 technique and soil erosion models. *Catena* 70, 493-505
- Lundholm, J.T., 2009. Plant species diversity and environmental heterogeneity: spatial scale and competing hypotheses. *Journal of Vegetation Science* 20, 377-391

- Ma, J., Liu, Z., 2008. Spatiotemporal pattern of seed bank in the annual psammophyte *Agriophyllum squarrosum* Moq. (Chenopodiaceae) on the active sand dunes of northeastern Inner Mongolia, China. *Plant and Soil* 311, 97-107
- Malmström, M.E., Berglund, S., Jarsjö, J., 2008. Combined effects of spatially variable flow and mineralogy on the attenuation of acid mine drainage in groundwater. *Applied Geochemistry* 23, 1419-1436
- Martinez-Ruiz, C., Fernandez-Santos, B., Gomez-Gutierrez, J.M., 2001: Effects of substrate coarseness and exposure on plant succession in uranium-mining. *Plant Ecology* 155, 79-89
- Mohtar, R.H., 2005. Estimating Soil Loss by Water Erosion. Purdue University. 8 s. Dostupné z WWW: <<https://engineering.purdue.edu/~h2o/coursefiles/erosion.pdf>>
- Moreno-de las Heras, M., Díaz-Sierra, R., Nicolau, J.M., Zavala, M.A., 2011a. Evaluating restoration of man-made slopes: a threshold approach balancing vegetation and rill erosion. *Earth Surface Processes and Landforms* 36, 1367-1377
- Moreno-de las Heras, M., Espigares, T., Merino-Martín, L., Nicolau, J.M., 2011b. Water-related ecological impacts of rill erosion processes in Mediterranean - dry reclaimed slopes. *Catena* 84, 114-124
- Mummey, D.L., Stahl, P.D., Buyer, J.S., 2002. Soil microbiological properties 20 years after surface mine reclamation: spatial analysis of reclaimed and undisturbed sites. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1717-1725
- Novak, J., Hakl, J., Steklova, J., Ceska, J., Dvorakova, E., 2008: Reclaimed spoil heap from an open-cast mine: Analysis of meadow communities. *Cereal Research Communications* 36, 779-782
- Nyssen, J., Vermeersch, D., 2010. Slope aspect affects geomorphic dynamics of coal mining spoil heaps in Belgium. *Geomorphology* 123, 109-121
- Pecharové, E., Sýkorová, Z., Šťastný, J., 2008. Rekultivace jako nástroj obnovy funkce vodního režimu krajiny. Ministerstvo zemědělství, Praha. 36 s. Dostupné z WWW: <www.mze-vyzkum-infobanka.cz/DownloadFile/54283.aspx>
- Piirainen, S., Finér, L., Mannerkoski, H. & Starr, M. 2009. Leaching of cations and sulphate after mechanical site preparation at a boreal forest clear-cut area. *Geoderma* 149, 386-392

- Pivnička, K., 1984. Ekologie. Státní pedagogické nakladatelství. Praha. 204 s.
- Prach, K., 2006. Příroda pracuje zadarmo. *Vesmír* 85, 272-277
- Prach, K., 2009. Ekologie obnovy narušených míst. *Živa* 6, 262-264
- Prach, K., Hobbs, R., 2008. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology* 16, 363-366
- Prach, K., Pyšek, P., Bastl, M., 2001. Spontaneous vegetation succession in human disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science* 4, 83-88
- Risse, L.M., Nearing, M.A., Nicks, A.D., Laflen, J.M., 1993. Error assessment in the universal soil loss equation. *Soil Science Society of America Journal* 57, 825-833
- Ritchie, M.E., 2010: Scale, Heterogeneity, and the Structure and Diversity of Ecological Communities. Princeton University Press. Princeton. 232 s.
- Rojík, P., 2004. New stratigraphic subdivision of the Tertiary in Sokolov Basin in Northwestern Bohemia. *Journal of the Czech Geological Society* 49, 173-186
- Rufaut, C.G., Hammit, S., Craw, D., Clearwater, S.G., 2006. Plant and invertebrate assemblages on waste rock at Wangaloa coal mine, Otago, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 30, 311-319
- Řehouňková, K., Prach, K. 2006. Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: Role of local site and landscape factors. *Journal of Vegetation Science* 17, 583-590
- Sauer, J.D., 1988. Plant migration: The dynamics of Geographic Patterning in Seed Plant Species. University of California Press. Los Angeles. 298 s.
- Shainberg, I., Goldstein, D., Levy, G.J., 1996. Rill erosion dependence on soil water content, aging, and temperature. *Soil Science Society of America Journal* 60, 916-922
- Shukla, M.K., Lal, R., VanLeeuwen, D., 2007. Spatial Variability of Aggregate-Associated Carbon and Nitrogen Contents in the Reclaimed Minesoilsof Eastern Ohio. *Soil Science Society of America Journal* 71, 1748-1757
- Schlessinger, W.H., Pilmanis, A.M., 1998. Plant-soil interactions in deserts. *Biogeochemistry* 42, 169-187
- Cenia, 2009. Statistická ročenka životního prostředí České republiky 2009 [online]. Cenia. Praha. Citováno 10.8.2011. Dostupné z WWW: <www.cenia.cz>.

- Svoboda, I., 2000. Rekultivace území po těžbě uhlí povrchovým způsobem. IUAPPA, MŽP ČR. Praha. 4 s. Dostupné z WWW: www.umad.de/infos/iuappa/pdf/A_10.pdf
- Šourková, M., Frouz, J., Šantrůčková, H., 2005. Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic). *Geoderma* 124, 203-214
- Štýs, S., 1981. Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. Státní nakladatelství technické literatury. Praha. 680 s.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., Jeltsch, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity of the vegetation: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31, 79-92
- Tischew, S., Kirmer, A., 2007. Implementation of basic studies in the ecological restoration of surface-mined land. *Restoration Ecology* 15, 321-325
- Topp, W., et al., 2001. Soil fauna of a reclaimed lignite open-cast mine of the Rhineland: improvement of soil quality by surface pattern. *Ecological Engineering* 17, 307-322
- Townsend, C.R., Begon, M., Harper, J.L., 2008. *Essentials of ecology*. Blackwell Publishing. Oxford. 532 s.
- Toy, T.J., Foster, G.R., Renard, K.G., 2002. *Soil erosion: processes, prediction, measurement, and control*. John Wiley and Sons. New York. 338s.
- Trimble, 2007. *GPS. The First Global Navigation Satellite System*. Trimble Navigation Limited. Sunnyvale, California.
- Ubierna, S.G., et al., 2009. USLE, RUSLE and WEPP models used in mining restored hillslopes. Universidad de Murcia. 4 s. Dostupné z WWW: <http://congresos.um.es/icod/icod2009/paper/viewFile/4691/4381>
- Úradníček L., Maděra P., et al., 2001. *Dřeviny České republiky*. Matice lesnická. Písek. 333 s.
- Volný, S., 1985. *Deteriorizace a rekultivace krajiny*. VŠZ. Brno. 187 s.

- Vráblíková, J., Vráblík, P., Jeništa, J., Švec, J., 2001. Obnova krajiny severních Čech. Universita J.E. Purkyně. 6 s. Dostupné z WWW:
<www.cbks.cz/sbornikRackova03/sections/common/Vrablikova.pdf>
- Walker, L.R., del Moral, R., 2003. Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press. Cambridge. 442 s.
- Wiegand, G., Felinks, B., 2001. Predictability of early stages of primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia, Germany. *Applied Vegetation Science* 4, 5-18
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1965. Predicting Rainfall-Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains. *Agriculture Handbook* 282. U.S.D.A. Washington, D.C. 47 s.